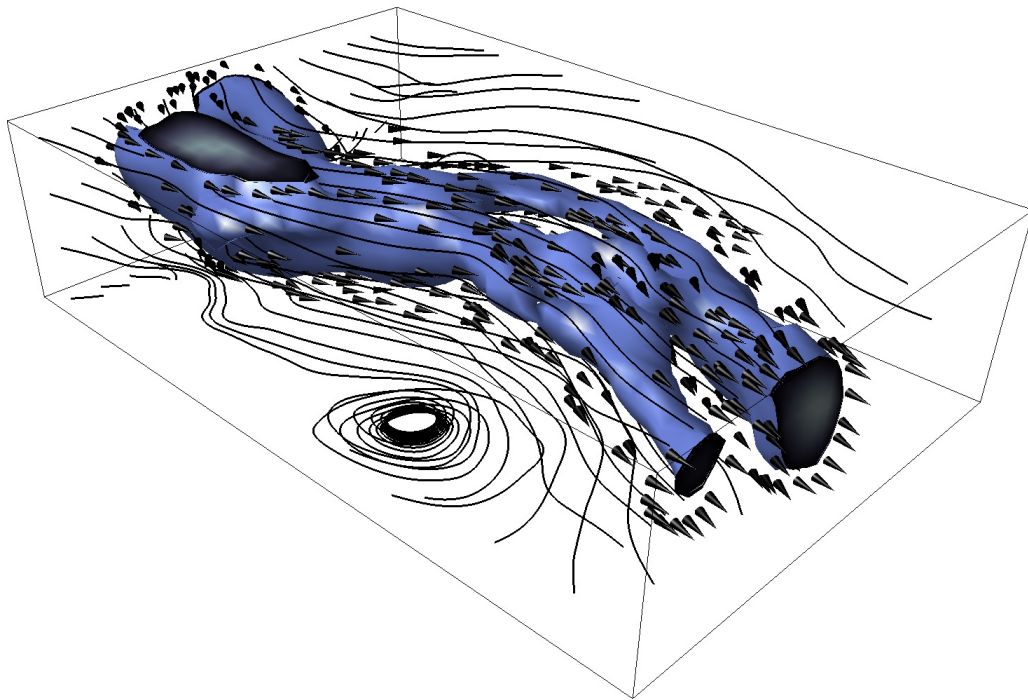

Universidad de Medellín

*Evaluación de vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la
elefanta (*Pennisetum purpureum*) en el diseño de
humedales artificiales.*



**Tesis de Grado Para Optar por el Título de
Ingeniero Ambiental.**

JUAN DAVID RAMÍREZ CADAVID.
Facultad de Ingeniería.
2015.

Universidad de Medellín

*Evaluación de vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la
elefanta (*Pennisetum purpureum*) en el diseño de
humedales artificiales.*

Por:

JUAN DAVID RAMÍREZ CADAVID.



UNIVERSIDAD DE MEDELLIN

Facultad de Ingeniería.
UNIVERSIDAD DE MEDELLÍN

Una Tesis presentada a la Universidad de Medellín, de
conformidad con los requisitos para optar por el título
de INGENIERO AMBIENTAL en la facultad de Ingeniería.

MAYO 2015

Evaluación de vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en el diseño de humedales artificiales.

Juan David Ramírez Cadavid

Tesis o Trabajo de Grado presentado como requisito parcial para optar al título
de:

Ingeniero Ambiental

Director(a):

Ph.D. Liliana Rocío Botero Botero

Línea de Investigación:

Tratamientos alternativos para aguas residuales.

Universidad de Medellín

Facultad de Ingeniería.

Medellín, Colombia

2015

NOTA DE ACEPTACIÓN DEL TRABAJO DE GRADO.

EVALUACIÓN DE VETIVER (*Chrysopogon zizanioides*) Y LA ELEFANTA (*Pennisetum purpureum*) EN EL DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES.

UNIVERSIDAD DE MEDELLÍN.

Tesis de pregrado 2015: **JUAN DAVID RAMÍREZ CADAVID.**
Departamento de Ingeniería Ambiental.
Facultad de Ingeniería.

El suscrito director y jurados del presente trabajo de grado, una vez revisada la versión escrita y presenciado la sustentación oral, decidimos otorgar la nota de:

Con la connotación:

Para constancia firmamos en la ciudad de Medellín hoy ____ de____, de____

Director. Nombre:

Jurado 1. Nombre:

Jurado 2. Nombre:

EVALUACIÓN DE VETIVER (*Chrysopogon zizanioides*) Y LA ELEFANTA (*Pennisetum purpureum*) EN EL DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES.

Una alternativa al tratamiento de aguas residuales de origen doméstico e inclusive industrial esta en el diseño de humedales artificiales en conjunto con técnicas de fitorremediación que permiten la disminución de contaminantes especialmente de compuestos orgánicos presentes en el agua.
UNIVERSIDAD DE MEDELLÍN.

© UNIVERSIDAD DE MEDELLÍN, 2015.

Tesis de pregrado 2015: JUAN DAVID RAMÍREZ CADAVID
Departamento de Ingeniería Ambiental.
Facultad de Ingeniería.
Tratamientos alternativos para aguas residuales. La fotografía de la portada corresponde a un flujo a través de una caja, tomada por simulación de la Universidad de Chalmers.
Universidad de Medellín.
Dirección: Carrera 87 # 30 - 65. Medellín, Antioquia-Colombia.
Teléfono: (57)(4)3405555

Tipado. L^AT_EX
Medellín,Antioquia, Colombia. 2015

Dedicatoria.

"Todos somos muy ignorantes. Lo que ocurre es que no todos ignoramos las mismas cosas."

Albert Einstein

A mi hermosa y optimista Madre, por ser la única persona incondicional, mi verdadera amiga que siempre me ha acompañado en los buenos, mejores y regulares momentos; porque he visto la gran lucha que ha dado por darnos una buena educación y una buena vida, a sus hijos, que se que tanto ama. Por eso y mucho mas dedico esta tesis de grado, porque es el fruto de ambos, el reflejo de que los sueños si se puede cumplir, valga el gran sacrificio y espero madre algún día compensarte todo y mucho mas, por todo lo que has hecho.

Agradecimientos

Primero que todo agradezco a la vida, que se que no me ha dado una lucha fácil y que solo mi familia y las personas cercanas saben, pero que siempre he estado afrontando cada uno de los retos que me impone, porque me han hecho un mejor hombre y aunque aun tengo mucho que aprender y equivocarme, porque si nunca alguien se ha equivocado, es porque nunca lo intento y en tal nunca aprendió, espero por tal seguir superando cada una de estas bravatas, para poder alcanzar cada uno de mis sueños y metas que con ansias anhelo.

Agradezco en especial a mi madre, Luz Emilia Cadavid Cataño, a mi hermana Laura Banessa y a mi tía Margarita Rosa y las personas mas cercanas en especial a Doña Rosalba, porque han sido las únicas personas que sin importar lo disímil que sea la situación siempre han estado allí para ayudarme y tenderme una mano, porque esta tesis no es mas que el resultado no solo mio, sino de cada uno de nosotros, que en conjunto han aportado grandes conocimientos y experiencias en mi vida y me han fundamentado en lo que ahora soy, una persona integra, con grandes valores y metas por alcanzar. Por esto y mucho mas, porque esto es corto y somero a lo que ustedes se merecen solo me resta decirles infinitas gracias por darme la oportunidad de culminar esta etapa de mi vida.

Agradezco a los profesores y maestros, por brindarme ese gran conocimiento, tener la paciencia en enseñar y porque de ellos he aprendido no solo conocimientos, sino experiencia y virtudes. Agradezco a mis amigos y compañeros, que como se los he dicho van hacer grandes personas y profesionales con esas capacidades y cualidades, les agradezco por estar siempre presentes en mi vida, por haberme acompañado en este gran proceso de aprendizaje, pero a la que mas le tengo que agradecer es a mi mejor amiga Angye Natalia y su Madre, por los casi 18 años de verdadera amistad, por estar en las buenas y regulares, por apoyar a mi familia en los momentos mas difíciles, porque con ellas he aprendido y valorado que es una amistad incondicional, para ellas dos este sueño también es de ustedes.

Gracias a todas aquellas personas que no están aquí, ya porque emprendieron un camino diferente o porque se encuentran descansando en paz, porque de ellos también aprendí de los buenos y malos momentos, en especial agradezco a Luz Dary que aunque ya partistes de este mundo, siempre te recuerdo como esa gran persona que tuvo la paciencia en enseñarme en el colegio y en acompañarme, muchas gracias profesora. A ellos y a los demás muchas gracias y que se colmen sus vidas de bendiciones.

Declaración

Yo Juan David Ramirez Cadavid, estudiante del programa de ingeniería ambiental de la universidad de Medellín, me permito declarar que la presente tesis de grado que presento para optar el título de ingeniero ambiental, la he realizado de manera autónoma y con la única ayuda de los medios permitidos por la universidad y los consentidos por mi tutora en la tesis de grado. Todas las citas que se han hecho de manera textual o figurativa de revistas científicas, artículos investigativos y demás textos publicados y no publicados, en forma analógica o digital, los he reconocido en mi tesis de grado.

Medellín, 12.06.2015

Juan David Ramírez Cadavid.

Resumen

En este trabajo se presenta la descripción e investigación en la evaluación de vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en el diseño de humedales artificiales. Para el tratamiento de aguas residuales de origen domestico, siendo la vegetación uno de los principales componentes de estos sistemas de tratamientos no convencionales. Muchos “sistemas naturales” están siendo considerados con el propósito del tratamiento del agua residual y control de la contaminación del agua, debido a su alta fiabilidad ambiental y los bajos costos de construcción y mantenimiento, es el caso de los humedales artificiales. El interés en los sistemas naturales está basado en la conservación de los recursos asociados con estos sistemas como opuesto al proceso de tratamiento convencional de aguas residuales que es intensivo respecto al uso de energía y químicos. Los wetlands o humedales artificiales constituyen una alternativa de tratamiento debido a su alta eficiencia de remoción de contaminantes, a su bajo costo de instalación y mantenimiento y a su alta fiabilidad ambiental, generalmente un humedal artificial esta constituido por un medio de soporte el cual generalmente es arena o grava, vegetación y microorganismos o biopelícula los cuales llevan los diferentes procesos bioquímicos para remover los contaminantes del afluente.

El objetivo general de este trabajo ha sido: Evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica, sólidos, nitrógeno y fósforo total de dos especies de plantas: vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*), en el diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico. Los humedales artificiales o sistemas pilotos, se encuentran ubicados en la universidad de Medellín y reciben una preparación de agua sintética, que asemeja a las características de un agua residual de origen doméstico.

En el presente trabajo se evalúa el porcentaje de remoción de la carga orgánica de aguas residuales, en un sistema de tratamiento por humedales artificiales con dos especies vegetales. El sistema fue diseñado con tres módulos instalados de manera adjunta. En el primero no se integra ninguna especie vegetal, solo el medio de sustrato el cual constituye el blanco (-), en el segundo se integraron organismos de la especie vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), en el tercer sistema piloto, organismos de la especie elefanta (*Pennisetum*

purpureum) y en el cuarto organismos de la especie papiro japonés (*Cyperus alternifolius*), los cuales constituyen el control positivo (+). Los módulos experimentales fueron limpiados, cortados y adecuados acorde al montaje inicial de las plantas y al espacio requerido para su disposición. A cada sistema piloto se le agrega medio de soporte constituido por grava (5 a 10 cm) y arena (15 a 20 cm), el sustrato es evaluado y caracterizado por su diámetro nominal, posterior en cada sistema se siembran las especies en un área de 3x3 y cada humedal por dos semanas se adecua bajo la solución de Hoagland y Arnon y régimen de humedad. En el agua sintética se analizaron los siguientes parámetros: pH, sólidos totales, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), nitrógeno total (NTK) y fósforo total (PT). También se realizó la determinación del crecimiento de las plantas a partir del incremento de biomasa, porosidad de la raíz y de igual forma se determina NTK y PT.

Los resultados demostraron que el sistema es una opción para la remoción de la carga orgánica y de nutrientes en aguas residuales de origen doméstico, de bajo costo de operación y mantenimiento, especialmente se observa que las plantas que crecen en sistemas de régimen de humedad acuico y ústico, tienden a tener una mayor recepción y adaptación en los humedales artificiales pilotos, es el caso de la elefanta (*Pennisetum purpureum*), el cual presenta las más altas tasas de remoción de contaminantes y nutrientes en el afluente, seguido por el papiro japonés (*Cyperus alternifolius*) y el vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), respecto a tasas de remoción. La remoción de contaminantes que se presentan mas altos respectivamente, constituyen sólidos en primera instancia,seguido por la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total (NTK) y fósforo total (PT), estos últimos presentan una baja tasa de remoción, debido a la naturaleza misma del contaminante, a los organismos que realizan la remoción y absorción y al tiempo de retención que se elige, el cual influye en la tasa de remoción del contaminante siendo menor en la concentración de fósforo, pero se encuentran en el rango esperado para estos sistemas de tratamiento no convencionales.

Palabras clave: Humedales artificiales, tratamiento de aguas residuales, fitorremediación, biotratamiento, aguas residuales.

Abstract

In this thesis is presented the description and research in the evaluation of vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) and the elephant (*Pennisetum purpureum*) in the design of artificial wetlands. For the treatment of wastewater from households, vegetation being one of the main components of these systems unconventional treatments. “ Many natural systems ” are being considered for the purpose of wastewater treatment and control of water pollution due to its high reliability and low environmental costs of construction and maintenance, in the case of artificial wetlands. The interest in natural systems is based on the conservation of the resources associated with these systems as opposed to conventional treatment process wastewater it is intensive regarding the use of energy and chemicals. Wetlands or artificial wetlands is an alternative treatment because of its high efficiency of removal of contaminants, its low cost of installation and maintenance and its high environmental reliability, usually an artificial wetland is constituted by a support means which is usually sand or gravel, vegetation and microorganisms or biofilm which carry different biochemical processes to remove contaminants from the effluent.

The overall objective of this study is evaluate the efficiency of removal of contaminants and / or organic compounds of two species of plants: vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) and the elephant (*Pennisetum purpureum*), the design Artificial for treating wastewater from households wetlands. Constructed wetlands systems or drivers, are located at the University of Medellin and receive a synthetic preparation of water, which resembles the characteristics of waste water from households.

In this paper the percentage of removal of the organic load of wastewater in a treatment system for constructed wetlands with two plant species evaluated. The system was designed with three modules installed sequentially. Organisms in the second organisms of the species vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) were integrated in the third pilot system - the first was not any plant species integrates only the middle of substrate which is white (-) the (*Pennisetum purpureum*) elephant species and the fourth agencies Japanese papyrus species (*Cyperus alternifolius*), which constitute the white (+). The experimental modules were cleaned, cut and appropriate according to the initial assembly plant and the space required for disposal. Each pilot system

is added support means consisting of gravel (5 to 10 cm) and sand (15 to 20 cm), each substrate is assessed and characterized by their nominal diameter, back in each system species are planted in an area of 3x3 and each wetland for two weeks it fits under Hoagland and Arnon solution and moisture regime. In the synthetic water the following parameters were analyzed: pH, total solids, total suspended solids, total dissolved solids, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (DBO_5), total nitrogen (TKN) and total phosphorus (PT). Determining the growth of plants it was also performed from the increased biomass root porosity and similarly NTK and PT is determined.

The results showed that the system is an option to remove the organic matter and nutrients in wastewater from households, low cost of operation and maintenance, especially is observed that plants growing in systems aquatic moisture regime and ustic tend to have greater reception and adaptation in artificial wetlands pilots, the case of the elephant (*Pennisetum purpureum*), which has the highest rates of removal of pollutants and nutrients in the effluent, followed by the Japanese papyrus (*Cyperus alternifolius*) and vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) regarding removal rates. The removal of contaminants present higher respectively, are solid at first, followed by biochemical oxygen demand (DBO_5), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (TKN) and total phosphorus (TP) the latter have a low removal rate due to the nature of the contaminant the bodies carrying out the removal and absorption and retention time is chosen, which influences the pollutant removal rate being lower in concentration phosphorus, but are in the range expected for these systems unconventional treatment.

Keywords: Artificial wetlands, wastewater treatment, phytoremediation, biotreatment, waste water.

Índice general

| | |
|---|------|
| Agradecimientos | IV |
| Resumen | VII |
| Índice de figuras | XIII |
| Índice de Tablas | XVI |
| Nomenclatura | XIX |
| 1. Introducción | 1 |
| 2. Justificación. | 9 |
| 3. Planteamiento del problema. | 13 |
| 4. Pregunta de Investigación | 17 |
| 5. Hipótesis. | 18 |
| 6. Marcos de Referencia. | 19 |
| 6.1. Antecedentes. | 19 |
| 6.2. Marco Teórico y Conceptual. | 26 |
| 6.2.1. La contaminación, Aspectos de Calidad y Selección de Procesos de Tratamiento de Agua. | 26 |
| 6.2.1.1. Aguas residuales y Aspectos de la Calidad del Agua. | 29 |

| | | |
|-----------|---|------------|
| 6.2.1.2. | Importancia del tratamiento de Aguas residuales y selección de procesos para su tratamiento. | 31 |
| 6.2.2. | La gestión Integral del Agua. | 35 |
| 6.2.3. | Los Procesos de Biotratamiento. | 40 |
| 6.2.4. | Los Humedales Artificiales como Alternativa en el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas. | 48 |
| 6.2.5. | Estequiometría, Energía y Cinética Bacteriana. | 61 |
| 6.2.5.1. | Cinética Microbiana. | 72 |
| 6.2.6. | Las Balsas y pantanos: Sistemas de Tratamientos Naturales de los Ecosistemas. | 83 |
| 6.2.6.1. | Balsas de Estabilización. | 88 |
| 6.2.6.2. | Balsas de estabilización aerobia. | 89 |
| 6.2.6.3. | Eliminación de DBO_L | 92 |
| 6.2.6.4. | Balsas de Estabilización Facultativas. | 94 |
| 6.2.6.5. | Balsas de Estabilización Anaerobia. | 96 |
| 6.2.7. | Los Procesos de Remoción de Fósforo y Nitrificación/Desnitrificación. | 99 |
| 6.2.7.1. | La Nitrificación | 99 |
| 6.2.7.2. | La Desnitrificación. | 102 |
| 6.2.7.3. | Eliminación de Fósforo. | 106 |
| 6.2.8. | Ecuaciones Básicas de Hidráulica. | 112 |
| 7. | Objetivos. | 119 |
| 7.1. | Objetivo General. | 119 |
| 7.2. | Objetivos Específicos. | 119 |
| 8. | Metodología. | 121 |
| 8.1. | Construcción y Montaje de los sistemas pilotos. | 121 |
| 8.2. | Evaluación del Medio de Soporte. | 125 |
| 8.3. | Adecuación de las plantas en los sistemas pilotos o humedales artificiales. | 128 |
| 8.4. | Preparación, Evaluación y Caracterización del Agua sintética. | 134 |
| 8.4.1. | Preparación del agua sintética. | 134 |
| 8.4.2. | Evaluación y Caracterización del agua sintética y efluente. | 136 |
| 8.5. | Determinación del tiempo de retención hidráulico óptimo. | 142 |
| 8.6. | Evaluación y Caracterización de las plantas. | 143 |

| | |
|---|------------|
| 8.6.1. Determinación Crecimiento de las Plantas. | 143 |
| 8.6.2. Determinación Nitrógeno y Fósforo en Plantas. | 144 |
| 8.6.3. Determinación Porosidad de la Raíz. | 147 |
| 9. Resultados y Análisis de Resultados. | 150 |
| 9.1. Evaluación y Caracterización del sustrato. | 150 |
| 9.2. Caracterización del Agua Sintética. | 158 |
| 9.3. Tiempo de Retención Hidráulico. | 160 |
| 9.4. Evaluación y Caracterización del Efluente. | 164 |
| 9.4.1. Evaluación del pH en el efluente. | 164 |
| 9.4.2. Evaluación del O.D. en el efluente. | 168 |
| 9.4.3. Remoción de Sólidos Totales (S.T.) | 171 |
| 9.4.4. Remoción de Sólidos Suspendidos Totales (S.S.T.) . . . | 177 |
| 9.4.5. Remoción de Sólidos Disueltos Totales (S.D.T.) | 180 |
| 9.4.6. Remoción de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) | 184 |
| 9.4.7. Remoción de Demanda química de Oxígeno (DQO) . . | 189 |
| 9.4.8. Remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) | 192 |
| 9.4.9. Remoción de Fósforo Total (PT) | 197 |
| 9.5. Evaluación y Caracterización de las plantas. | 201 |
| 9.6. Cinética de Remoción de Contaminantes. | 216 |
| 9.7. Importancia de la Selección de Vegetación en el Diseño de Humedales Artificiales. | 219 |
| 10. Conclusiones. | 227 |
| 11. Recomendaciones. | 231 |

Índice de figuras

| | |
|--|-----|
| 1.1. Sistema construido de un Humedal Artificial. | 6 |
| 6.1. Ciclo del Agua. | 28 |
| 6.2. Gestión Integral del Agua y el ciclo de los contaminantes. . . . | 38 |
| 6.3. Movimiento de los contaminantes. COV: compuestos orgánicos volátiles. | 41 |
| 6.4. Diagrama Selección de la tecnología de tratamiento. | 42 |
| 6.5. Tipos de humedales construidos, típicamente usados para tra- tamiento de aguas residuales. | 53 |
| 6.6. Especies de plantas que se usan en los humedales artificiales, (Borrero and Andrés, 1999) (a y b), autoría propia (c y d). . . . | 59 |
| 6.7. Formación de biopelículas en un humedal artificial. | 61 |
| 6.8. utilización de donantes de electrones para producir energía y síntesis. | 66 |
| 6.9. Esquema de un Quimiostato. | 77 |
| 6.10. Balsas de Estabilización y aireación en el tratamiento de las aguas residuales del relleno sanitario La Pradera. | 86 |
| 6.11. Esquema de los Procesos importantes en una balsa de estabi- lización aerobia. | 91 |
| 6.12. Esquema de los Procesos importantes en una balsa de estabi- lización Facultativa. | 94 |
| 8.1. Diagrama de flujo Metodológico. | 122 |
| 8.2. Recipientes cortados y organizados para el uso en los sistemas pilotos o humedales artificiales. | 123 |
| 8.3. Rotulado e implementación de las mangueras en los recipientes. | 124 |
| 8.4. Sistemas pilotos con el relleno de grava y Arena en cada uno de los recipientes. | 125 |

| | |
|---|-----|
| 8.5. Diseño de los Sistemas pilotos o Humedales artificiales. | 126 |
| 8.6. Secado de Arena y Grava del lecho filtrante a Temperatura Ambiente. | 127 |
| 8.7. Tamizado de Arena y Grava, para determinar el área superficial y el índice granulométrico del sustrato. | 129 |
| 8.8. Subdivisión del área de humedal para la siembra de las plantas. | 130 |
| 8.9. Disposición de las plantas en los humedales después de la fase de adecuación y climatización. | 133 |
| 8.10. Adición de agua sintética. | 135 |
| 8.11. Preparación del agua sintética para los humedales artificiales. . | 136 |
| 8.12. Instrumentos utilizados para la preservación y transporte de las muestras. | 140 |
| 8.13. Registro de los parámetros en campo. | 141 |
| 8.14. Medición de parámetros fisiológicos de la planta indicadores de crecimiento. | 145 |
| 8.15. Secado de las raíces en papel absorbente para la determinación de la porosidad de la raíz. | 148 |
| 9.1. Curva Granulométrica de la Grava. | 152 |
| 9.2. Establecimiento del sustrato y las plantas en los humedales artificiales. | 154 |
| 9.3. Curva Granulométrica de la Arena. | 156 |
| 9.4. Distribución de la DQO en el efluente para la determinación del TRH óptimo en los humedales artificiales. | 163 |
| 9.5. Variación del pH en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva. | 166 |
| 9.6. Variación del O.D. en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva. | 170 |
| 9.7. Comparación de la turbidez entre la muestra del afluente (a) y el efluente(b), la cantidad de sólidos en una muestra de agua puede ser comparada a partir de la turbidez, muestras con alto contenido de turbiedad presentan alta tasa de sólidos. | 174 |
| 9.8. Variación del S.T. en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva. | 175 |
| 9.9. Variación del S.S.T. en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva. | 179 |
| 9.10. Variación del S.D.T. en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva. | 183 |

| | |
|---|-----|
| 9.11. Variación de la DBO_5 en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva. | 187 |
| 9.12. Variación de la DQO en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva. | 192 |
| 9.13. Variación de la NTK en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva. | 195 |
| 9.14. Variación de la PT en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva. | 200 |
| 9.15. Comparación del crecimiento de la elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>) durante la fase inicial y final del experimento. | 205 |
| 9.16. Comparación entre la planta y sus sistema radicular para el vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) y la elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>). | 207 |
| 9.17. Variación de la biomasa total y subterránea en las fases inicial y final del experimento para cada sistema piloto. | 209 |
| 9.18. Relación inicial y final de la biomasa subterránea/ biomasa total en las respectivas fases del experimento para cada sistema piloto. | 210 |
| 9.19. Variación del contenido de NTK y PT en las fases inicial y final del experimento para cada sistema piloto. | 212 |
| 9.20. Porosidad inicial y final en el sistema radicular en las respectivas fases del experimento para cada sistema piloto. | 214 |
| 9.21. Estimación de Línea de Tendencia para los valores de S.S.T en los sistema pilotos. | 220 |
| 9.22. Estimación de Línea de Tendencia para los valores de DBO_5 en los sistema pilotos. | 221 |
| 9.23. Estimación de Línea de Tendencia para los valores de NTK en los sistema pilotos. | 222 |
| 9.24. Estimación de Línea de Tendencia para los valores de PT en los sistema pilotos. | 223 |
| 9.25. Aplicación de los humedales artificiales en el tratamiento de A.R.D. para viviendas de interés social. | 226 |

Índice de Tablas

| | |
|--|-----|
| 6.1. Parámetros y Características de evaluación en la calidad de un agua. | 32 |
| 6.2. Técnicas de Tratamiento Físico y Químico. | 44 |
| 6.3. Comparación de las técnicas de Tratamiento biológico convencional y fitorremediación. | 45 |
| 6.4. Procesos que contribuyen a la depuración de aguas residuales en los diferentes humedales, con sus principales características. | 57 |
| 6.5. Formación de células (R_c) y semirreacciones comunes de aceptores de electrones (R_a), Rittmann and McCarty (1997) | 70 |
| 6.6. Intervalos de carga DBO_5 para balsas de estabilización facultativas en diversas condiciones climáticas, (Rittmann and McCarty, 1997). | 96 |
| 6.7. Radiación incidente media en la superficie terrestre en días sin nubes y producción máxima de oxígeno fototrófico calculada suponiendo un 3 por 100 de rendimiento de transferencia de energía, (Rittmann and McCarty, 1997). | 97 |
| 8.1. Número de abertura y factores AFS de los tamices que se utilizan para la evaluación del medio de soporte. | 128 |
| 8.2. Soluciones de Hoagland y Arnon para acondicionamiento vegetal. | 132 |
| 8.3. Composición del agua sintética, de acuerdo a (Saldaña Molina et al., 2010) y (Torres Lozada et al., 1996). | 137 |

| | |
|--|-----|
| 8.4. Parámetros de evaluación en campo para el agua sintética y el efluente. | 138 |
| 8.5. Parámetros de evaluación en laboratorio para el agua sintética y el efluente. | 139 |
| 9.1. Tabla de Resultados de la Evaluación y Caracterización del Sustrato: Grava. | 151 |
| 9.2. Tabla de Resultados de la Evaluación y Caracterización del Sustrato: Arena. | 153 |
| 9.3. Resultados de la evaluación de parámetros en la caracterización del agua sintética. Donde \bar{x} es el promedio de cada parámetro, σ es la desviación estándar del parámetro y $C.V.$ es el coeficiente de variación del correspondiente parámetro. | 160 |
| 9.4. Resultados en la determinación del tiempo de detención hidráulico óptimo del afluente para los humedales artificiales. Donde $D\bar{Q}O_i \pm \sigma$ es el valor promedio de la DQO en el afluente y $D\bar{Q}O_f \pm \sigma$ es el valor promedio de la DQO en el efluente de los humedales artificiales. | 162 |
| 9.5. Resultados de la variación del pH en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio del pH y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente. | 165 |
| 9.6. Resultados de la variación del O.D. en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio del O.D. y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente. | 169 |
| 9.7. Resultados de la variación del S.T en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de S.T. y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente. | 173 |

| | |
|---|-----|
| 9.8. Resultados de la variación del S.S.T en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de S.S.T. y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente. | 178 |
| 9.9. Resultados de la variación del S.D.T en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de S.D.T. y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente. | 182 |
| 9.10. Resultados de la variación de DBO_5 en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de la DBO_5 y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente. | 185 |
| 9.11. Resultados de la variación de DQO en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de la DQO y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente. | 190 |
| 9.12. Resultados de la variación de NTK en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de la NTK y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente. | 194 |
| 9.13. Resultados de la variación de PT en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de la PT y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente. | 198 |
| 9.14. Resultados de la Evaluación y Caracterización de las plantas de los humedales artificiales. | 204 |

Nomenclatura

Mayúsculas

| | | |
|----------|---|---|
| T | — | Temperatura (T). |
| V | — | Volumen (L^3). |
| Y | — | Rendimiento real. |
| M_c | — | Peso de la formula empírica de las células $g\text{ células}/mol$. |
| X_a | — | Relación de crecimiento neta de organismos activos ML^{-3} . |
| S | — | Concentración del sustrato limitador del crecimiento (ML^{-3}). |
| K | — | Concentración mitad de máximo crecimiento (ML^{-3}). |
| X_i | — | Concentración de biomasa inerte ML^{-3} . |
| Q | — | Caudal(L^3/T). |
| A_{pv} | — | Área transversal (L^2). |
| L | — | Longitud (L). |
| Z_b | — | Elevación media del fondo en la sección transversal en (L). |
| U | — | Velocidad media del flujo en la sección transversal en L/T . |
| C | — | Coeficiente de Chézy en $m^{0,5}/s$. |
| W | — | Trabajo externo que se le suministra o extrae por unidad de flujo másico al fluido en L . |
| K_i | — | Coeficiente de Manning. |
| F | — | Número de Froude. |

Minúsculas

| | | |
|---------------|---|----------------------------|
| (f_e°) | — | Aceptor de electrones. |
| (f_s°) | — | Donante de electrones. |
| e^-eq | — | Equivalente de Electrones. |
| t | — | Tiempo (T). |

| | | |
|-----------------|---|--|
| b | — | Coeficiente de agotamiento endógeno (T^{-1}). |
| f_d | — | Fracción de biomasa activa que es biodegradable. |
| r_{ut} | — | Tasa de utilización del sustrato ($ML^{-3}T^{-1}$). |
| \hat{q} | — | Máxima tasa de utilización específica del sustrato. |
| \hat{q}_{UAP} | — | Tasas específicas máximas de degradación de los UAP ($M_p M_x^{-1} T^{-1}$). |
| \hat{q}_{BAP} | — | Tasas específicas máximas de degradación de los BAP ($M_p M_x^{-1} T^{-1}$). |
| k_h | — | Coeficiente de tasa de transferencia de calor (m/d). |
| h | — | Profundidad (L). |
| g | — | Valor de la gravedad en L/T^2 . |
| p | — | Presión en Pa . |
| h_L | — | Perdidas por accesorios, por fricción y otras en L . |

Letras griegas

| | | |
|-------------|---|---|
| μ_{sin} | — | Tasa de crecimiento específico debido a la síntesis (T^{-1}). |
| $\hat{\mu}$ | — | Máxima tasa de crecimiento específico (T^{-1}). |
| μ_{ago} | — | Tasa de crecimiento específico debido a agotamiento (T^{-1}). |
| θ_x | — | Tiempo de Retención Hidráulico (T). |
| γ_n | — | Relación de la masa de nutriente a la de VSS de la biomasa ($M_n M_x^{-1}$). |
| γ_a | — | Relación estequiométrica de la masa del aceptor y la demanda de oxígeno ($M_n M_x^{-1}$). |
| α_s | — | Coeficiente de forma.. |
| ρ | — | Densidad del fluido en M/L^3 . |
| α^* | — | Coeficiente de Coriolis. |

Capítulo 1

Introducción

La contaminación del agua es quizás uno de las problemáticas que se abordan en las principales convenciones de carácter nacional e internacional, respectivamente en cada país, puesto que es este recurso el que permite la vida en el planeta tierra, además de considerar que la distribución de este sobre el planeta no es equitativo y aun así, las acciones y/o actividades del hombre pueden afectar el ciclo del agua. Aunque en la naturaleza no existe agua pura, si existe agua en condiciones naturales, las cuales van a depender en gran parte del ecosistema que la fuente de agua se encuentre interceptando, por tal el agua en su composición es totalmente diferente en cada fuente e inclusive en cada hoya hidrográfica, a esta contaminación se le denomina generalmente contaminación de fondo o contaminación natural y como se comenta depende de la constitución del ecosistema, por ejemplo una fuente de agua que atraviesa un oxisol ¹ estará compuesta en gran cantidad de concentraciones de hierro y aluminio, lo que le dará a la fuente de agua una coloración roja o amarilla debido, especialmente al hierro (III) Fe^{3+} , gran cantidad de sedimentos si no existe vegetación que sujete el suelo y un valor de pH oscilando entre la neutralidad y la acidez. Ahora la misma fuente de agua puede interceptar un colector aguas abajo y de igual forma sus condiciones pueden cambiar, aunque se mantenga condiciones edafológicas o climáticas,

¹Suelos bien conocidos por su presencia en selvas tropicales húmedas. Los principales procesos de formación del suelo de los oxisoles son la meteorización, humificación y edafoperturbación debido a animales. Esos procesos producen el característico perfil de suelo. Estos suelos contienen no más del 10 % de minerales meteorizables, y menos del 10 % de saturación de bases. Los oxisoles siempre tienen color rojo o amarillo, debido a la alta concentración de hierro(III) y óxidos e hidróxidos de aluminio.

la descarga de cada colector es totalmente diferente y por tal su composición.

Como se comenta en el apartado anterior, las aguas naturales presentan una contaminación de fondo o contaminación natural, que depende de las condiciones del ecosistema, el cual se encuentra compuesto a su vez por tres principales fuentes: la atmósfera, la litosfera y la biosfera, cada una de estas aporta cantidades significativas de especies, que definen el agua en estado natural. Pero cuando las concentraciones de algunas especies, aumentan o disminuyen en el agua natural que constituye la fuente, causando modificación u alteración en su composición o estado, directa o indirectamente, se parte de que esta contaminación no debe ser propiamente natural, sino humana y generalmente es así, ya que solo el ser humano en lapsos de tiempo muy pequeños, puede cambiar la calidad del agua de una fuente, haciéndola impropia o peligrosa, para el mismo consumo humano, la industria, agricultura, la pesca y las actividades recreativas, así como para los animales domésticos y la vida natural o ecosistemas.

Aun así en comparación con otros recursos naturales que contemplan ciclos, como lo son el suelo y sus minerales y la atmósfera y sus elementos, no presentan gran cantidad de procesos físicoquímicos y solubilidad de especies como el agua, por sus condiciones, hacen que este recurso sea el medio idóneo para el transporte, reacción y estabilización de contaminantes, puesto que en el agua un contaminante puede realizar diferentes vías de reacción y transporte, en el caso de la reacción, por ejemplo las sales de mercurio, que se usan en las minerías y elaboración de procesos tecnológicos como baterías, computadores, entre otros, estas pueden hidrolizar, pero además si el pH del agua cambia por fuera del rango de neutralidad, pueden a la vez recurrir a reacciones de ácido-base, e inclusive la misma especie de mercurio que constituye la sal, puede oxidarse o reducirse bajo la presencia de un agente oxidante en el caso del oxígeno u otras especies de menor oxidación como lo son el nitrato o sulfato, si existe gran contenido de materia orgánica y especies con pares de electrones sin compartir, la misma especie, puede formar complejos estables, que en el caso de tratamiento de aguas son difíciles de desestabilizar, es por tal que una sola especie contaminante, puede intervenir en diferentes vías de reacción y por tal de una misma especie, se puede encontrar en el agua diferentes compuestos de la misma sal, por tal los tratamientos de aguas suelen ser de altos costos.

Estas propiedades que tienen los contaminantes de reaccionar y transportarse en el agua, se deben especialmente a las mismas propiedades del recurso, ya que este compuesto comparado con sus homólogos como el sulfuro de hidrógeno (H_2S) o el seleniuro de hidrógeno (H_2Se), en sus propiedades, el agua en si, constituye un compuesto “anómalo”, puesto que presenta altos valores de capacidad calorífica y altos valores de calor latente de fusión y vaporización, alta conductividad térmica, altas temperaturas de ebullición y fusión, alto valor de la tensión superficial, alta capacidad de reacción, pequeño tamaño molecular y alto valor del momento dipolar.

Los contaminantes y su respectiva clasificación que se pueden encontrar en el agua, considerando que esta puede ser de forma muy diversa y depende del ambiente y del tipo de actividad que use el agua y descargue en esta, aun así, se puede atender a la naturaleza física, química y biológica de estos contaminantes sobre el agua, siendo los siguientes:

- a) **Agentes físicos:** calor.
- b) **Compuestos químicos inorgánicos:** sales, ácidos y bases, elementos tóxicos, elementos radioactivos, gases y especies minerales no disueltas.
- c) **Compuestos químicos orgánicos:** aminoácidos, proteínas, hidratos de carbono, hidrocarburos, jabones y detergentes, pesticidas, herbicidas, fenoles, entre otros.
- d) **Bionutrientes:** Compuestos nitrogenados, compuestos fosforados.
- e) **Microorganismos:** bacterias, virus, hongos, algas.

Esta es una de las posibles clasificaciones, atendiendo a que existen diferentes elecciones en un mismo espectro, aun así, se llega al mismo postulado de como medir estos contaminantes y cuando saber que estos son un peligro para el ambiente y el ser humano, es decir, cuando no hacen parte de esta contaminación de fondo y se presenta alteración inminente del recurso. Medir cada uno de estos contaminantes, resulta un trabajo desmesurado y extraordinariamente complejo y es por tal que se opta por definir una serie de parámetros generales indicadores de contaminación y por tal también la calidad del agua. Estos parámetros de manera somera son de carácter físico, entre los cuales se puede mencionar, las características organolépticas, turbidez, temperatura y conductividad; de carácter químico, considerando la

salinidad, dureza, pH, oxígeno disuelto, DBO, DQO, metales, entre otros; de carácter radioactivo y de carácter microbiológico.

Es debido a la gran cantidad de contaminantes que se encuentran en el agua, causadas por las diferentes actividades humanas, que la presión que se ejerce sobre los recursos hídricos es cada vez mayor, esta se produce como consecuencia del acelerado crecimiento en los últimos años de la población y de los sectores agrícola e industrial, los cuales demandan grandes cantidades de agua para el desarrollo de sus actividades. El agua utilizada retorna a las fuentes hídricas como agua residual sin tratar en la mayoría de los casos, generando contaminación y disminuyendo la calidad de vida de las comunidades con sus consiguientes impactos sociales y ambientales, (Otálora Rodríguez, 2014).

A nivel global se han desarrollado distintas alternativas de tratamiento de aguas residuales con el fin de solucionar los problemas asociados a sus descargas no tratadas, la falta de información acerca del funcionamiento, operatividad y mantenimiento de dichos sistemas; la ineficaz adaptación de éstos al entorno; y la capacidad local deficiente para su manejo, conducen a la implementación de sistemas inoperantes y al abandono de los existentes por parte de la comunidad, (Otálora Rodríguez, 2014). La selección del correspondiente proceso de tratamiento del agua es una tarea compleja y dependen explícitamente de dos importantes factores, la primera de estas es la actividad o servicio que hace uso del agua y la segunda la calidad primera del cuerpo receptor e implícitamente depende de diferentes factores.

Cualquier medida respecto al tratamiento de las aguas residuales que se realice, constituye un gran aporte en la gestión integral sobre el mismo recurso; como se ha comentado en apartados anteriores y se comentará en los posteriores capítulos, las diferentes actividades que realiza el hombre tiene en efecto un impacto sobre los recursos naturales, de tal forma que se puede modelar este impacto y su relación con los recursos naturales, como una ecuación logística, en la cual a mayor demanda de recursos para el desarrollo de las actividades, menor disposición del mismo y más fácil colmatación hasta llegar a la capacidad de campo del mismo ecosistema. Por tanto se resalta la importancia de la gestión integral del recurso (agua), desde su captación, uso, su implementación en la cadena productiva hasta su descarte o vertimiento, de tal forma que cualquier propuesta o implementación tecnológica,

innovación social y de gestión, contribuyen a un adecuado uso y preservación de los ecosistemas y de los mismos recursos.

Realizar medidas de gestión integral del agua, especialmente en las zonas de vertimiento o de descarga de aguas residuales, constituyen las diferentes técnicas de tratamiento de aguas residuales, es visto que muchas de estas técnicas de tratamiento son de altos costos y baja fiabilidad ambiental, pero a partir del mismo estudio del efluente y de técnicas aplicadas a tecnologías “verdes” o amigables con el ambiente, se puede considerar el hecho de resarcir los daños realizados sobre los ecosistemas y recursos naturales y mitigar los venideros; un caso de gran éxito ha sido los humedales artificiales, los cuales pueden instaurarse en cualquier lugar bajo condiciones de diseño, frontera e iniciales adecuadas.

Un humedal artificial, puede considerarse como un complemento eficiente, innovador y de gran impacto, por ejemplo en los sistemas agrícolas y pecuarios, para el tratamiento de las aguas residuales, los cuales se encontrarían totalmente camuflados, sin alterar la dinámica del paisaje, e inclusive servir de medida de abasto secundario o también se puede aplicar a sistemas de viviendas de interés social, donde se haga participe a la comunidad, en donde tengan el lugar apropiado para plantar jardines, dilucidar un entorno natural, mientras son purificadas las aguas residuales que producen, esto inclusive reduce en gran medida el impacto, provocado en la construcción de viviendas y puede ser una gran medida de resarcimiento, de tal forma que las viviendas pueden ser sostenibles, además de incentivar a las personas hacia esta cultura. Cada una de estas medidas, constituye una de las formas de realizar una correcta gestión integral del agua, a partir de los humedales artificiales y es de aquí que se imparte la importancia de implementar no solo esta tecnología, sino, muchas otras en países de ascenso económico.

Lo anterior ha estimulado la realización de investigaciones a partir de procesos observados en la naturaleza, que permitan diseñar proyectos alternativos para el tratamiento de aguas con menores costos de construcción, energía y explotación. Uno de estos son los humedales artificiales o “wetlands”, que replican las características y la capacidad de reciclaje de los pantanos naturales, ([Otálora Rodríguez, 2014](#)).

Se ha demostrado que uno de los principales factores de depuración en los

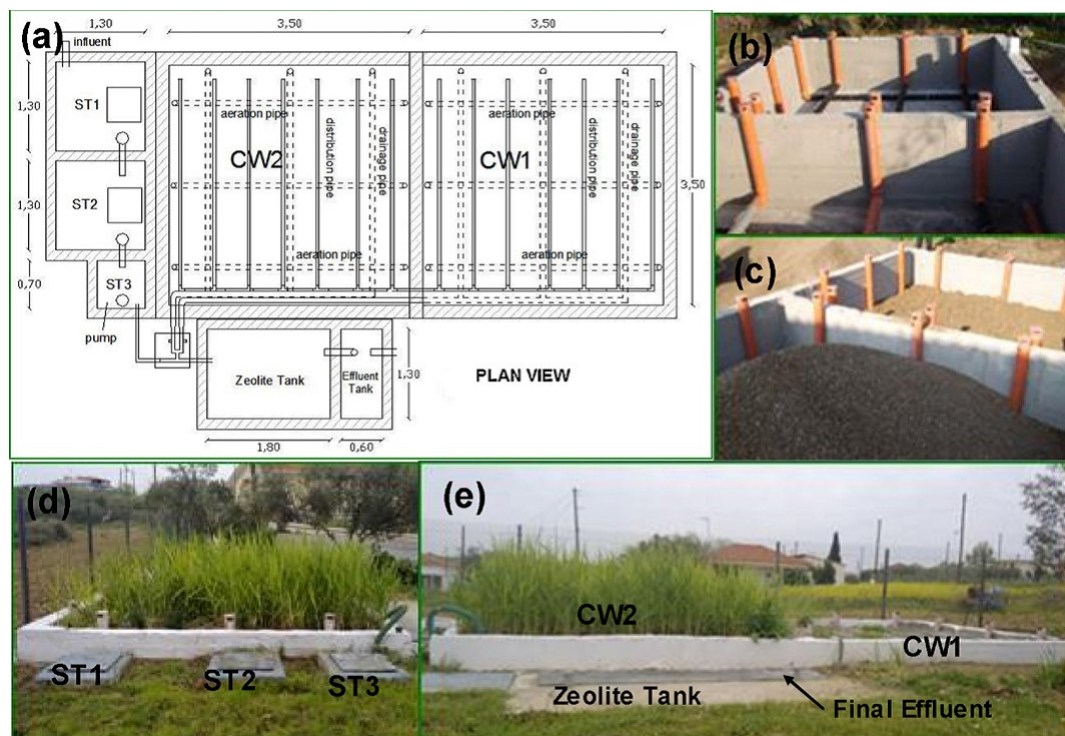


Figura 1.1:

Sistema construido de un humedal artificial, de izquierda a derecha, vista en planta, sistema de deposito, zeolita como sustrato y el funcionamiento final del humedal artificial. (Gikas and Tsihrintzis, 2012)

humedales son los helófitos (plantas capaces de arraigar en suelos anegados o inundados, con una parte sumergida y otra aérea). Debido a su particular fisiología y ecología, estas plantas tienen la capacidad de depurar el agua mediante la asimilación directa de nutrientes, en especial nitrógeno y fósforo que son retirados del medio e incorporados al tejido vegetal. Además de este efecto directo, los helófitos son capaces de transportar oxígeno en grandes cantidades desde los tallos hacia las raíces y rizomas, contribuyendo a los procesos de depuración, (Otálora Rodriguez, 2014).

Los microorganismos presentes en las raíces aprovechan el oxígeno su-

ministrado por las plantas para descomponer la materia orgánica, mediante reacciones aerobias y anaerobias. A su vez, las plantas aprovechan algunos productos resultantes de estas reacciones, consiguiendo, en condiciones adecuadas, crecer a ritmos muy elevados. De esta forma, se establece una especie de simbiosis entre organismos productores, como las plantas, y organismos reductores, como las bacterias, ([Otálora Rodríguez, 2014](#)).

Se hace claridad, entonces, que los humedales artificiales, constituyen una alternativa en primera instancia para el tratamiento de aguas residuales domésticas, puesto que estas aguas residuales guardan en su composición características similares, tales como valores de DBO, DQO, pH, nitratos, sulfatos y compuestos fosfatados, los cuales son las especies químicas, que aprovechan las plantas y microorganismos para el desarrollo de su cinética y por tal son removidos de las aguas, aun así los humedales artificiales pueden ser extendidos a aguas residuales industriales, solo que en este caso, se tiene que tener un mejor diseño, puesto que no todos los organismos, plantas y el mismo sustrato, pueden recibir grandes cargas de metales pesados o especies toxicas, que son características propias de las aguas residuales industriales.

De acuerdo a ([Borrero and Andrés, 1999](#)), un humedal artificial, esta compuesto por el agua residual o el agua de diferentes sistemas u origen, sustratos, sedimentos y restos de vegetación, microorganismos, animales y plantas o vegetación. Las principales consideraciones ambientales y de salud publica, que puede otorgar un humedal artificial, es especialmente en la remoción de nitrógeno, materia orgánica, fósforo, patógenos y metales, los cuales si no son removidos de las aguas residuales, pueden contaminar la respectiva fuente causando eutroficación o cualquier otro mecanismos de contaminación antes mencionado. Como especifica ([Borrero and Andrés, 1999](#)) y ([Gikas and Tsihrintzis, 2012](#)), la construcción de un humedal como sistema de tratamiento de aguas residuales, constituye un sistema de gran fiabilidad ambiental y de bajo coste y principalmente se debe de considerar tres características en su construcción: impermeabilización, la selección de la vegetación y las correspondientes estructuras de entrada y salida.

Acorde a ([García Botero and Rodríguez Susa, 2005](#)), ([Llagas Chafloque and Guadalupe Gómez, 2006](#)) y ([Villasenor et al., 2013](#)), en el diseño adecuado de un humedal artificial, se debe realizar la correcta elección del sustrato y la vegetación para el agua residual a tratar, puesto que son las plantas

en conjunto con los microorganismos los que se encargan de la remoción de contaminantes presentes en el afluente, aun así existen plantas con gran capacidad de fitorremediación, que no han sido estudiadas y que prosperan en condiciones adversas de contaminación y en regímenes de humedad demasiado altos. Es por tanto que la mera exploración propuesta por los autores y eruditos concernientes en el tema de diseño de humedales artificiales, tales como (Villasenor et al., 2013), (Gikas and Tsihrintzis, 2012), (Abou-Elela and Hellal, 2012) y (Ávila et al., 2013), ha dado la realización de la concerniente tesis de grado, evaluado y considerado a partir de la siguiente tipología estructural, la cual rinde un sugestivo mapa en el tema que nos ocupa, además que de esta manera, se encuentra estructurado y documentado el siguiente trabajo, bajo la relación y registro que se menciona a continuación:

1. La evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en el diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas, el cual constituye el referente del presente trabajo de grado entorno al tratamiento de aguas residuales a partir de sistemas de tratamiento no convencionales, puesto que en este se evalúa lo que son pH, O.D., DBO, DQO, sólidos, nitrógeno total, y fósforo total, además del crecimiento radicular de la planta y del diámetro basal de cada una de las plantas, con el fin de determinar la eficiencia de remoción de contaminantes por estas plantas en cada uno de los humedales pilotos.
2. La eficiencia de remoción de contaminantes a partir de la evaluación de los parámetros antes mencionados del agua sintética que se adiciona a cada uno de los humedales pilotos con las plantas en cuestión, con el fin de consolidar y percibir si las plantas de estudio, tienden a tener tasas de remoción de contaminantes orgánicos mucho mas altos que las plantas detalladas en los referentes bibliográficos.
3. La evaluación de las tasas cinéticas de remoción para cada sistema piloto, los cuales se abordan respectivamente en el correspondiente análisis de resultados del presente trabajo de grado, con el fin de considerar la relación entre las plantas en cuestión, la remoción de contaminantes en el afluente de cada sistema piloto y la validación de estas plantas en el diseño de humedales artificiales.

Capítulo 2

Justificación.

El agua es uno de los compuestos químicos más importantes para los seres humanos y por tal es importante tener en cuenta los diferentes usos del agua que el hombre le da dentro del desarrollo de sus actividades, además de sus disposiciones; el hombre en su naturaleza, siempre ha tenido la necesidad de realizar mediciones y es por tanto que demuestra el interés para comparar recursos y necesidades en el aspecto cuantitativo en este caso sobre el agua, a partir de este aspecto el hombre ha considerado valorar la contaminación del agua y los tratamientos que hagan posible su utilización y posible descontaminación.

Gran parte de los procesos y/o tratamientos de aguas residuales conllevan varias etapas y constituyen altos costos, aun mas estas plantas de tratamiento de aguas residuales o PTAR son de gran eficiencia cuando cubren gran área poblacional e industrial, pero en zonas donde los sistemas de drenaje y alcantarillado no reciben las aguas servidas como las zonas rurales o periferias urbanas y solo se vierten en un sistema de captación el cual por lo general es un cauce natural o el mismo suelo, se convierte en una problemática ambiental y sanitaria. Una de las alternativas de solución a estas son los tanques o pozos sépticos, los cuales se utilizan por lo común para el tratamiento de las aguas residuales de familias que habitan en localidades que no cuentan con servicio de alcantarillado o que la conexión al sistema de alcantarillado les resulta costosa por su lejanía, ahora este sistema presenta desventajas considerables entre las cuales se pueden mencionar: uso limitado a la capacidad de infiltración del terreno y requiere sistemas de bombeo y transporte para la remoción de lodos.

Los tratamiento de aguas convencionales, constituyen diferentes procesos unitarios en un tratamiento o tren de tratamiento: pre-tratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario, tratamiento terciario y tratamiento avanzado, aun así no todas las aguas conllevan cada uno de estos procesos de manera obligada, puesto que no todas las aguas residuales presentan iguales características, en el caso de un agua residual doméstica, una planta de tratamiento de agua residual (PTAR), conlleva generalmente una fase de pre-tratamiento, el cual esta compuesto por trampas de grasas, desarenadores y zonas de criba, para la remoción de sólidos flotantes o sólidos con gran capacidad de sedimentación, luego es llevado a un tratamiento primario, donde se realizan los procesos de coagulación-floculación, allí se agregan determinados reactivos como silicatos, hidróxidos o compuestos desestabilizantes de material o suspensiones coloidales, el agua que sale de este proceso es llevado a los sedimentadores y posterior a los sistemas de filtración; luego cada effluente se dirige a los sistemas de tratamiento terciario, donde la finalidad de los diferentes procesos pueden conllevar lagunas de estabilización, mecanismos de adsorción, intercambio iónico, reactores UASB, lagunas de oxidación, entre otros procesos, esto con el fin de remover especialmente bionutrientes, nitrógeno, fósforo y sólidos remanentes en cualquiera de los tratamientos anteriores, ya por ultimo y como opción, dependiendo de la fiabilidad de la planta de tratamiento se pueden obtener procesos avanzados que componen la ultima fase del tres de tratamiento de aguas residuales, como filtración por membrana, ósmosis inversa, intercambiadores iónicos, con el objetivo de remover sales y especies químicas disueltas.

Cada una de estos procesos constituyen un tren de tratamiento de aguas residuales, los cuales caracterizan una PTAR, ahora de igual forma las principales características de estas plantas de tratamiento son los altos costos, la fiabilidad y compatibilidad ambiental y la realización del procesos a escala, ya que suelen prestar elevados impactos ambientales y recursos, antes de resarcir la obra sobre el ecosistema.

Generalmente como se comenta en los apartados siguientes, un trabajo de una planta de tratamiento de aguas residuales, puede ser llevado a cabo por la misma naturaleza, bajo condiciones de frontera, iniciales y de diseño, bien definidas y establecidas, puesto que los residuos y/o contaminantes que son vertidos en effluentes por industrias o por un sistema de viviendas, puede

ser llevado a tratamiento por sistemas naturales, dado que estos compuestos pueden ser aprovechados o pueden ser el “alimento” de determinados organismos. Por ejemplo una industria que produce químicos orgánicos, tales como: ácido acético, metanol, benceno, tolueno, alcohol etílico, etanol, entre otros, sus principales residuos en los vertimientos sobre las fuentes de agua son: clorobenceno, etileno, bromuros, folmaldehído, propilenos, piridinas, ácido fórmico, entre otros; los cuales pueden ser tratados por técnicas de biotratamiento, como la degradación aerobia o la degradación anaerobia con microorganismos, al igual que con técnicas de fitorremediación o el uso de plantas y el suelo, para disminuir la carga de contaminantes sobre la fuente de agua. Técnicas de biotratamiento, para efluentes existen demasiadas, solo que se debe de realizar la correcta elección, acorde a los contaminantes y los requerimientos del sistema, así se pueden tener sistemas de biotratamiento, tales, como: reactores aerobios, reactores anaerobios, balsas y lagunas de oxidación, limno-tratamiento (tratamiento con algas), fitorremediación, humedales artificiales, entre otros.

Una de las técnicas de tratamientos de efluentes provenientes de aguas residuales domésticos son los humedales artificiales, de acuerdo a ([Ávila et al., 2013](#)), los humedales artificiales son áreas que se encuentran llenas de agua o en suelo húmedo con plantas emergentes como espadañas, carrizos, juncos y enneas que aprovechan las interacciones con los microorganismos y la atmósfera para remover la materia orgánica. Es por tanto que el presente proyecto de investigación y trabajo de grado: Evaluación de vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en el diseño de humedales artificiales, tiene por objeto describir y caracterizar en primer lugar el correspondiente diseño y consideraciones que se debe de hacer para el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico, con el uso de humedales artificiales y en segundo se pretende evaluar la eficiencia de remoción de humedales artificiales pilotos, considerando especialmente dos plantas que no se tiene información alguna en la remoción de materia orgánica y contaminantes, pero aun así son plantas que crecen en sistemas de agua lénticos y lóticos, con grandes disturbios ambientales o cerca de zonas de descarga de aguas residuales de viviendas.

El interés científico y técnico del presente proyecto radica principalmente en tres enfoques, que se describen a continuación:

1. Evaluación del comportamiento en la mecánica de remoción de materia orgánica, compuestos fosfatados y nitrados provenientes de las aguas residuales domesticas ¹ en dos especies de plantas, vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*).
2. Descripción de la cinética de remoción de contaminantes para cada sistema piloto y realizar la correspondiente elección del mejor sistema con las mas altas tasas de remoción para ser considerados en el diseño de humedales artificiales, con el fin de tratar aguas residuales de origen doméstico.
3. Consideración de otras formas de fitorremediación diferentes en suelo, aplicadas en agua comparando con plantas convencionales en el proceso de tratamiento y plantas que no se han considerado aún, pero, que dentro de los ecosistemas acuáticos prosperan con gran éxito, es el caso del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*).

Es por ello que a través de este estudio se pretende asociar y explorar un nuevo campo de tratamiento de aguas residuales domésticas a través de la aplicación y diseño de humedales artificiales usando el principio de la fitorremediación con plantas autóctonas que pueden contribuir al mejoramiento de la calidad de vida de los habitantes de las zonas rurales y de las periferias urbanas, a disminuir la degradación de los acuíferos, zonas de recarga de agua, cauces naturales debido a las descargas de aguas residuales y a contribuir en el conocimiento técnico y científico en cuestión de las plantas y comportamiento de estas bajo determinados escenarios. Además de ser uno de los escenarios mas idóneos, para el tratamiento de aguas residuales y asegurar la gestión integral del recurso abajo costo y de gran fiabilidad ambiental.

¹En este caso se prepara un agua residual sintética, que asemeja, las mismas características y parámetros de un agua residual de origen domestico, el correspondiente procedimiento de su preparación se encuentra descrito en la correspondiente metodología, además de la evaluación de los principales parámetros de caracterización del agua sintética.

Capítulo 3

Planteamiento del problema.

La salud y el aspecto son los principales motivos para el tratamiento del agua sea para potabilizar o para mejorar las condiciones de las aguas servidas que se vierten en una fuente de agua diferente a la dispuesta. Siendo el agua uno de los recursos más importantes para el ser humano y para la vida del planeta y considerando además que gran parte de nuestro planeta es agua, la utilización, disposición, regulación y demás aspectos de la calidad del agua, salud y estética han sido poco relevantes. Unos de los diferentes temas que se colocan en contraste a nivel mundial y en Colombia son la disposición y tratamiento de las aguas que ya han sido usadas en cualquier proceso, servicio o tarea, especialmente aquellas que devienen de lugares con alta carga contaminante de cualquier origen.

Estas aguas que han sido servidas o usadas, provienen de diferentes orígenes y por tal deviene su clasificación en aguas residuales domésticas (ARD), aguas residuales industriales (ARI) y/o aguas residuales municipales o mixtas; gran parte de estas aguas son vertidas en cuerpos receptores de agua de cauce natural, en cuerpos de agua lénticos o son vertidos en el suelo o subsuelo llegando a capas freáticas o acuíferos. Estas aguas residuales pueden contener diferentes agentes y compuestos y van a depender del proceso y el origen, tal que se pueden encontrar, agentes físicos como el calor, compuestos químicos inorgánicos tales como sales, ácidos y bases, elementos tóxicos, elementos radiactivos, gases y especies minerales no disueltas, compuestos químicos orgánicos como carbohidratos, proteínas, jabones y detergentes, bionutrientes y microorganismos. Es por tanto que el agua constituye el medio idóneo de transporte de contaminantes y en su defecto las consecuencias de aguas

contaminadas son reflejadas en el deterioro de la salud del ser humano y seres vivos, el aspecto y modificación de las características de las fuentes de agua y en general del deterioro progresivo del ambiente y ecosistemas que lo conforman, a razón de esto el ser humano constituye sistemas de tratamiento de las aguas con el fin de cambiar las características fisicoquímicas y biológicas de estas para un uso específico o simplemente para no deteriorar la fuente receptora.

Es importante resaltar y aclarar que el problema de la contaminación del agua, por descargas o vertimientos, no es un problema solo local, sino también un problema regional, puesto que el ciclo del agua no solo nos indica como es el fenómeno de transporte de materia y energía del mismo recurso, sino que además es un buen indicador de dos hechos relacionados con la contaminación antropogénica: por un lado la contaminación del recurso es un problema que puede extenderse de unas zonas a otras, inclusive hectáreas, por tal el problema no es puntual, sino en cambio es transfronterizo, y por otro lado, existirá una relación entre los problemas de contaminación atmosférica y de suelo con los de contaminación de las aguas, cuyo ejemplo más conocido se encuentra en la lluvia ácida. Una gran muestra de esta relación de contaminación y sus efectos sobre el transporte en las cadenas de energía y materia en la naturaleza, es una “simple” descarga de un agua residual doméstica, cuando se realiza, la correspondiente descarga sobre un cauce en este caso, esta agua contiene grandes cantidades de nutrientes y materia orgánica, debido a su procedencia, gran parte de estas especies son solubles y por tal van a ser mejor transportadas en el agua, lo cual a medida que se desplazan por el cauce pueden ser aprovechados por plantas y algas ocasionando eutrofización, si el cauce pierde su capacidad de respuesta debido a este fenómeno, pierde su capacidad de reoxigenación y por tal disminuye la concentración de oxígeno disuelto, si esto sucede el oxígeno ya no es la especie química de mayor capacidad de oxidación y por tal las especies como nitratos y sulfatos que devienen del agua residual serían los agentes oxidantes, provocando reacciones de reducción y haciendo que el cauce tome características de color, olor y sabor diferentes; por tal para una sola descarga se puede realizar un gran análisis, y si el cauce de transporte es grande y la carga de contaminación también lo es, entonces el problema se puede extender a estuarios, mares y hasta el océano mismo, sin mencionar la contaminación atmosférica por los gases que son evaporados del cauce contaminado y la contaminación del suelo y las zonas albeas y subalbeas del cauce, que pierden capacidad de

infiltración o la capacidad de intercambio iónico.

Si bien como se ha comentado la problemática entorno al ambiente, son los contaminantes y procesos que conllevan a tal fin de manera directa o indirecta, pero que se ven reflejados en grandes consecuencias, especialmente sobre los recursos naturales que presentan ciclos, en este caso del agua. El tratamiento del agua es uno de los procesos que demanda mayor cantidad de recursos, no solo a nivel financiero, sino también a nivel administrativo, logístico, entre otros, debido a la fiabilidad que se debe considerar en el momento de diseñar y construir una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR¹). Las PTAR, consisten en un tren de tratamiento o en un conjunto de procesos unitarios que conllevan la disminución de carga orgánica o de contaminantes específicos en el agua, para después ser vertidos en un cauce, fuente natural o en el suelo o subsuelo. Aun así el diseño de una PTAR, como su construcción, constituyen una alternativa de remoción de contaminantes, demasiado costosa y de poca fiabilidad, especialmente para zonas conurbadas, zonas rurales o aquellas viviendas donde la conexión al sistema de alcantarillado no se hace posible, además de considerar que gran parte de las aguas que se descargan, se caracterizan por gran cantidad de materia orgánica y nutrientes.

De acuerdo a ([Longsdon et al., 1997](#)) la selección del proceso de tratamiento convencional de aguas es una tarea compleja y costosa, debido a que las circunstancias suelen ser bastantes diferentes para cada instalación de agua y quizás sean distintas para cada fuente, a parte que se debe de tener en cuenta que gran parte de los productos que se usan en el tratamiento de agua originan subproductos tales como las cloraminas, cloritos y cloratos, trihalometanos, yoduros y bromuros, bromoformo y ácidos haloacéticos, entre otros, los cuales pueden deteriorar o disminuir la calidad biológica en el agua.

Aunque como se resalta anteriormente el tratamiento del agua es diferente especialmente para aguas de origen industrial, las aguas de orígenes domésticos guardan ciertas características entre las cuales se encuentra el alto contenido de materia orgánica, fosfatos, nitratos y sulfatos. Muchos de estos compuestos aunque no son tóxicos y nocivos en gran parte de sus formas, si contribuyen al deterioro de la calidad del agua y el suelo, ya que están

¹Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.

asociados a procesos y cadenas de nutrición de microorganismos y organismos como plantas y hongos, los cuales el crecimiento de manera desproporcional ocasiona eutrofización, clorosis, salinización del agua, pérdida del suelo, etc.

De allí entonces se tiene la inquietud de cómo reducir aquellos compuestos orgánicos y bionutrientes de aguas residuales domésticos, con gran fiabilidad, flexibilidad de proceso, capacidad de instalación, compatibilidad ambiental y bajos costes a través de la fitorremediación y buenas técnicas de diseño y dimensionamiento, en la implementación de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Capítulo 4

Pregunta de Investigación

1. ¿Cuáles de las plantas: vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) presentan una mayor eficiencia de remoción de sólidos, compuestos orgánicos, nitrógeno y fósforo total, asociado a las aguas residuales domésticas para el diseño y dimensionamiento de humedales artificiales en el tratamiento de ARD¹?

¹Aguas Residuales Domésticas

Capítulo 5

Hipótesis.

1. El uso de vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en el dimensionamiento y diseño de humedales artificiales constituyen una alternativa, para la remoción de sólidos, compuestos orgánicos, nitrógeno y fósforo total, presentes en aguas residuales domésticas.

Capítulo 6

Marcos de Referencia.

6.1. Antecedentes.

Los humedales artificiales, constituyen una de las técnicas no convencionales de tratamiento de aguas residuales. El empleo de microorganismos, plantas y adecuados medios de soporte, han constituido una de la técnicas de mejor éxito, en el tratamiento de aguas residuales de gran fiabilidad ambiental y bajos costos de operación, siempre y cuando, el humedal artificial o el conjunto de humedales artificiales conlleven el correspondiente diseño y operación, antes y durante su funcionamiento. Aunque la idea de tratamiento de aguas residuales a partir de plantas (fitorremediación) y balsas, no constituye una idea reciente, el tratamiento con humedales, pudiéndose entender este sistema, como la combinación entre ambos elementos, ha sido recientemente desarrollado, especialmente en su diseño. Ya algunos eruditos referente al tema, especialmente en Europa ¹, conocían acerca del potencial, que tienen los pantanos en el tratamiento de aguas residuales, al realizar diversos estudios en diferentes zonas de régimen ácuico y údico (especialmente pantanos), donde se vertían aguas residuales de origen doméstico y posteriormente al medir en el efluente, gran parte de la tasa de contaminantes había sido degradada.

¹Alemania, es el pionero en el tratamiento de aguas residuales a partir de humedales, artificiales, quizás fueron los primeros en realizar los primeros diseños y construcción de estos sistemas de tratamiento no convencionales, hoy en día, algunos de los primeros sistemas construidos, siguen en funcionamiento actualmente después de cerca de 40 años, esto demuestra que a partir del buen diseño y el manejo, este sistema es totalmente autónomo.

De acuerdo a [Shi et al. \(2011\)](#) los mecanismos involucrados en la eliminación de los principales contaminantes presentes en las aguas residuales urbanas, mediante el empleo de humedales artificiales son:

1. Eliminación de sólidos en suspensión mediante procesos de sedimentación, floculación y filtración.
2. Eliminación de materia orgánica mediante los microorganismos presentes en el humedal, principalmente bacterias, que utilizan esta materia orgánica como sustrato. A lo largo del humedal existen zonas con presencia o ausencia de oxígeno molecular, por lo que la acción de las bacterias sobre la materia orgánica tiene lugar tanto a través de procesos biológicos aerobios como anaerobios.
3. Eliminación de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, principalmente mediante mecanismos de nitrificación – desnitrificación y precipitación.
4. Eliminación de patógenos mediante adsorción, filtración o depredación.
5. Eliminación de metales pesados como cadmio, zinc, cobre, cromo, mercurio, selenio, plomo, etc.

La utilización de humedales artificiales para la recepción de aguas residuales se remota a comienzos del siglo. Las ciénagas, humedales y turberas se concibieron como los mejores receptores de aguas residuales, pero además tenían un papel purificador importante, ([Cortés Sandoval, 2014](#)). El concepto del uso de los sistemas de Humedales Artificiales plantados con vegetación propia de los humedales naturales empezó hace más de 50 años con el trabajo de la Doctora Seidel del Instituto Max-Planck en Alemania ². Seidel observó que la **Aena común** (*Schoenoplectus lacustris*) era capaz de reducir gran cantidad de sustancias orgánicas e inorgánicas existentes en aguas contaminadas. Por otro lado, observó que determinadas bacterias (Coliformes, Salmonella y Enterococos) desaparecían pasando a través de la plantación de Aenas. Así mismo observaba una eliminación de metales pesados e hidrocarburos, ([Shi et al., 2011](#)).

²Es de vital importancia, reconocer que este instituto se dedica fundamentalmente al estudio de la física de las altas energías y a la astro-física, aun así, los primeros diseños de humedales artificiales y de otros sistemas de tratamiento de aguas residuales, se originaron en lugares de estudio de la física como este, el cual cuenta con gran reconocimiento mundial.

Sin embargo, como señala (Shi et al., 2011) y (Marín Montoya and Correa Ramírez, 2010), se puede decir que fue el trabajo del Doctor Kickuth en las décadas de los 70 y los 80 el que realmente estimuló el interés en la tecnología de Humedales Artificiales en Europa. Estos estudios se basaban en los procesos de tratamiento del agua que ocurren en la zona de la raíz del **Carrizo Común** (*Phragmites australis*) y en el suelo en el que las plantas crecen. Durante los años 70 y 80 la principal utilización de los humedales artificiales fue como estaciones de depuración de aguas residuales urbanas. Pero es a partir de la década de los 90 cuando los Humedales Artificiales, además de los usos mencionados, se han utilizado con éxito en el tratamiento de distintas aguas residuales industriales.

En años posteriores, K. Seidel trabajó con R. Kickuth en el desarrollo de un sistema de tratamiento conocido como “**Root Zone Method**”, que operaba con flujo subsuperficial horizontal, recurriendo al empleo de arcilla como sustrato filtrante. Siguiendo las directrices del Instituto Max Planck, se construyó en 1974, en una localidad alemana, el primer humedal artificial europeo a escala real. El hecho de emplear, en los inicios de esta tecnología, como sustrato filtrante el propio suelo natural, provocó que un gran número de instalaciones construidas en los años 70 y 80 presentasen problemas operativos, como consecuencia de la colmatación de los sustratos, no cumpliéndose las expectativas propuestas, (Cortés Sandoval, 2014).

La situación se invirtió a comienzos de los 80, al comenzar a emplearse como medios filtrantes gravillas y gravas, al objeto de garantizar la adecuada conductividad hidráulica y minimizar los riesgos de colmatación del sustrato, lo que condujo a un auge en la implantación de este tipo de tecnología. La fitorremediación, el uso de plantas y los microbios asociados para la limpieza del medio ambiente, ha ganado aceptación en los últimos 10 años como una alternativa o tecnología costo-efectiva, no invasiva complementaria para los métodos de recuperación basados en la ingeniería. Las plantas pueden ser utilizadas para la estabilización, la extracción, la degradación, o volatilización del contaminante, (Cortés Sandoval, 2014).

Acorde a como señala Marín Montoya and Correa Ramírez (2010), el primer sistema como tal de tratamiento de aguas residuales mediante el uso de humedales artificiales que se puso en operación en Inglaterra data de 1985. Entre 1983 y 1988 se han construido en Dinamarca más de 130 sistemas de

humedales artificiales. Se encuentran también funcionando humedales artificiales en Bélgica, Holanda, Hungría y Suecia. La utilización de humedales como depuradores naturales en Inglaterra está ampliamente extendida por todo el territorio. En países con menos recursos económicos como la India o la República Checa, parecen tener cierta proliferación este tipo de tratamientos posiblemente por su eficacia a un costo muy por debajo de los sistemas de tratamiento de aguas residuales convencionales.

Particularmente interesante resulta la experiencia de la empresa Severn Trent Limited en el Reino Unido, donde gestiona más de 1000 depuradoras de aguas residuales de pequeños núcleos de población (inferior a 2000 habitantes), sirviendo a 8.5 millones de consumidores, mediante Contactores Biológicos Rotativos y lechos de carrizo, con mínimo mantenimiento y 20 años de vida útil calculada. En Europa existen más de 200 sistemas de humedales naturales que se usan para el tratamiento de aguas residuales industriales y aguas residuales domésticas. Y en cuanto a humedales artificiales tanto como 5.000 se han construido en Europa, ([Marín Montoya and Correa Ramírez, 2010](#)).

Aunque como es resaltado por [Marín Montoya and Correa Ramírez \(2010\)](#), los estudios de investigación y dinámica sobre el uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales se iniciaron en los EE.UU. a finales de 1960. A partir de 1970 se realizaron estudios en varias universidades y agencias gubernamentales (EPA, cuerpo de ingenieros del ejército y Departamento de Agricultura) con humedales artificiales como un método alternativo a los sistemas de tratamientos químicos en el campo de tratamiento de las aguas residuales.

En 1978 se inició los estudios sobre tratamiento de aguas ácidas de minas de carbón mediante el uso de humedales artificiales totalmente operativos. Los esfuerzos de investigación en los EE.UU. aumentaron durante los años 1970 y 1980, con la participación Federal importante de Tennessee Valley Authority (TVA) y el Departamento de Agricultura de EE.UU. a finales de 1980 y principios de 1990. En 1980 en las plantas piloto de los proyectos de Santee y Arcata en California, se llevaron a cabo investigaciones en tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales y se reporta que en los Estados Unidos de América están operando más de 140 humedales construidos que se están usando en el tratamiento de aguas ácidas de minas,

([Marín Montoya and Correa Ramírez, 2010](#)).

Muchos de los textos y directrices de diseño de humedales artificiales, además de las anteriormente mencionadas, patrocinados por las distintas oficinas de la USEPA, se han publicado desde 1988: manual de diseño de la USEPA. La USEPA ha tenido un papel limitado en la investigación de humedales artificiales de lo que podría explicar la escasez de datos útiles, de calidad garantizada. Según estadísticas realizadas en 1991 en los Estados Unidos de América (USA) existen más de 200 humedales artificiales operativos que están tratando aguas residuales municipales, industriales y aguas de las industrias agroalimentarias, ([Marín Montoya and Correa Ramírez, 2010](#)).

A partir de finales de 1999, más de 200 comunidades en los Estados Unidos fueron reportadas estar utilizando humedales artificiales para tratar aguas residuales. La mayoría de estas comunidades usa los humedales para el pulido de efluentes de laguna. Además, las comunidades en una amplia gama de tamaños utilizan esta tecnología, incluyendo las grandes ciudades como Phoenix, Arizona, y el Condado de Orange, Florida, ([Marín Montoya and Correa Ramírez, 2010](#)).

A pesar de que los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales municipales han estado alrededor de hasta 40 años, ha habido problemas generalizados en su comportamiento con respecto a las transformaciones de eliminación de nitrógeno, así como la eliminación de fósforo. Hasta el año 2000, los países donde se está trabajando más en el campo del tratamiento de las aguas residuales con humedales artificiales son: Inglaterra, Estados Unidos de América y Australia, debido a la mayor cantidad de recursos económicos que en estos países se destinan a la investigación científica en general o a la investigación relacionada con el tratamiento de aguas residuales en particular, ([Marín Montoya and Correa Ramírez, 2010](#)).

De acuerdo a [Marín Montoya and Correa Ramírez \(2010\)](#), en las Universidades de Michigan y Florida se trabajó en 2 líneas de investigación:

- Tratamiento de aguas residuales municipales
- Tratamiento de aguas ácidas de minas.

Las primeras experiencias sobre tratamiento de aguas residuales median-

te humedales artificiales se realizaron en el Laboratorio Nacional de Brook Haven en Nueva York. Alrededor de 1.000 humedales artificiales están actualmente en funcionamiento en los Estados Unidos. Los humedales artificiales de tratamiento, en algunos casos relacionados con el mantenimiento de los hábitats de humedales importantes, se han vuelto especialmente populares en el suroeste, donde la aridez del clima hace que el hábitat de los humedales con el apoyo de estos proyectos un recurso especialmente valioso. En Estados Unidos se desarrollaron investigaciones sobre el uso de humedales, aplicando métodos ligeramente diferentes a los europeos, los “Free Water System” (FWS) o Humedales de Flujo Superficial (HFS) y “Subsurface Flow System” (SFS) o Humedales de Flujo Subsuperficial (HFSS), ([Marín Montoya and Correa Ramírez, 2010](#)).

A finales del siglo 20, poco más de un millar de humedales artificiales han sido construidos para tratar aguas de drenaje de minas. Sin embargo, su eficiencia en la remoción de metales ha sido reportada como variable y a menudo impredecible. La tasa y la cantidad de metal que es removida varían, dependiendo del metal en cuestión y del tipo de humedal. Algunos investigadores consideran que los humedales artificiales son una tecnología no sostenible para el tratamiento de aguas contaminadas con metales dada la naturaleza no biodegradable de los mismos, ([Marín Montoya and Correa Ramírez, 2010](#)).

Una aplicación más reciente de los humedales construidos ha sido en el tratamiento de lixiviados procedentes de rellenos sanitarios. Respecto a lixiviados de rellenos sanitarios, se cuentan con algunas experiencias en Estados Unidos, Eslovenia, Canadá, Noruega e Inglaterra. Las investigaciones en gran parte se han orientado a remediar los impactos creados por la contaminación con lixiviados de aguas subterráneas y superficiales. Estos lixiviados consisten de una calidad de agua variable, pero generalmente contienen altas concentraciones de nitrógeno amoniacal y DQO. Los resultados obtenidos han sido inconsistentes y pueden atribuirse a la naturaleza variable de los lixiviados empleados para los estudios así como los diversos criterios de carga aplicada en los diferentes trabajos, ([Marín Montoya and Correa Ramírez, 2010](#)).

En la actualidad se encuentran operando sistemas de humedales artificiales en: Canadá, Australia, China, Egipto, Colombia, Brasil, India y Sudáfrica. Además, una serie de conferencias internacionales se han convocado para presentar los resultados de la investigación de los humedales construidos en

casi todos los continentes. Los estudios básicos sobre el potencial depurador de los humedales bajo diferentes condiciones de diseño se realizan en estaciones experimentales como las situadas en Viville (Bélgica); Lallaing (Francia), Cambérène (Senegal), Arcata (California), Emmitsburg (Maryland) en EEUU y Mansilla en León (España); Numerosos estudios confirman la posibilidad de usar estos procesos en la depuración de aguas residuales urbanas. Actualmente los humedales artificiales son utilizados como sistemas depuradores, en diversos países: Dinamarca, Alemania, Reino Unido, Francia, Austria, Suiza, Bélgica, Luxemburgo, Holanda y Suecia, ([Marín Montoya and Correa Ramírez, 2010](#)).

A pesar de la experiencia acumulada por años de aplicación práctica e investigación, hay ciertos aspectos fundamentales acerca de cómo funcionan los humedales artificiales que no son completamente entendidos, en especial los mecanismos de remoción para cada metal y sus interacciones. Una explicación a esto es que, comparado con otras tecnologías como lodos activados, los humedales artificiales dependen de la interacción de muchos más componentes.

En los últimos años se ha aumentado el interés en los humedales artificiales a nivel mundial, ya que poseen la propiedad de ser sistemas amortiguadores debido, entre otros aspectos, a la alta productividad de materia vegetal y microorganismos que inducen a la metabolización y conversión de compuestos orgánicos e inorgánicos, a su alta capacidad de retención y adsorción por medio de procesos tanto físicos, químicos y biológicos que le permiten remover eficientemente contaminantes de diverso origen. Estas características hacen de los humedales artificiales un atractivo tratamiento, que actualmente ha recibido mucha atención en la modalidad de investigación para uso con salidas altamente contaminantes, como son los lixiviados provenientes de vertederos, ([Cortés Sandoval, 2014](#)).

En las últimas décadas los sistemas naturales se han venido utilizando de forma creciente gracias a sus características de construcción y funcionamiento: su coste de inversión suele ser competitivo, requieren de poco personal para su tratamiento, no presentan consumo energético o muy reducido, y no generan grandes cantidades de lodos de forma continuada. Los humedales construidos han sido ampliamente usados en el tratamiento de diferentes tipos de aguas residuales, como alcantarillados, aguas lluvias, aguas residua-

les industriales, escorrentía agrícola, drenaje ácido de minas, y lixiviados de rellenos sanitarios. Como sistemas naturales de tratamiento han mostrado tener una capacidad significativa tanto para el tratamiento de aguas residuales como para la recuperación de recursos, (Cortés Sandoval, 2014).

En la actualidad, en muchos pueblos, las plantas de tratamiento ya no cumplen sus objetivos por obsolescencia y/o por mayor carga debido a la actividad industrial. El construir nuevas plantas de depuración o el conectarse plantas lejanas ya existentes implica un elevado coste, con lo que conectar las antiguas plantas con humedales artificiales puede ser una alternativa económica y ecológicamente aceptable, ya que este tipo de sistemas son de construcción fácil, bajo costo, mantenimiento reducido y con una depuración confiable, incluso cuando hay altas variaciones en el caudal, (Cortés Sandoval, 2014). Los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en Colombia han sido objeto de poca investigación y en la región este campo ha sido poco explorado, a pesar de que ellos son un sistema ecológico, de bajo coste y poco complicado de explotar.

6.2. Marco Teórico y Conceptual.

6.2.1. La contaminación, Aspectos de Calidad y Selección de Procesos de Tratamiento de Agua.

El agua es un elemento químico el cual está compuesto por átomos de oxígeno e hidrógeno y se representa por la fórmula H_2O . El átomo es la parte más pequeña de la materia. La molécula es una asociación de dos o más átomos, que fuertemente ligados entre sí, formando una unidad. La atracción existente entre dos átomos se denomina enlace químico.

Entre las propiedades más importantes del agua se encuentra la alta capacidad para disolver otros compuestos, por esta razón es llamada el disolvente natural; también tiene la capacidad para retener el calor, por tal presenta altos valores de capacidad calorífica.

La mayor parte del agua se encuentra acumulada en los mares y los océanos, es el agua salada que sustenta una enorme cantidad de vida. Sin embargo, esta no sirve para las plantas y los animales terrestres, estos nece-

sitan el agua de poca cantidad de sales que es llamada agua dulce. El agua dulce es minoritaria y se encuentra en su mayoría congelada en los glaciales y en los polos. Así pues, el agua dulce que se puede aprovechar se encuentra en muy pocos lugares como son los lagos, aguas subterráneas y los ríos. De ahí que sea tan importante para el hombre.

Es el compuesto más abundante y más ampliamente distribuido en la naturaleza; cubre las $\frac{3}{4}$ partes de la superficie de la tierra. Se encuentra en forma: sólida, líquida y gaseosa. El 70 % del cuerpo humano es agua y constituye el 83 % de la sangre. Ayuda a digerir los alimentos ingeridos, transporta los residuos dentro del organismo, mantiene la temperatura corporal y ayuda a lubricar las articulaciones, ([Ministerio de Ambiente y desarrollo sostenible, 2014](#)).

El agua en el mundo se mantiene constante, lo que cambia es su disponibilidad y la calidad, el agua está reciclándose continuamente y eso se debe al fenómeno llamado ciclo hidrológico o ciclo del agua. Los estados del agua se relacionan entre sí por un ciclo continuo de evaporación, transpiración, condensación y precipitación. El agua que es producto de las lluvias, granizo y nieve, se precipita sobre la superficie y llega a diferentes puntos como cunetas o alcantarillas y es llamada agua de escorrentía. También hay que anotar que el agua que se filtra en la capa que se encuentra debajo del suelo llamado sustrato o subsuelo, alimenta los depósitos de aguas subterráneas, que son el abastecimiento de manantiales y nacimientos. Las plantas absorben el agua de la tierra por medio de sus raíces y luego esta es devuelta a la atmósfera por medio de las hojas en forma de vapor de agua, proceso en conjunto que se denomina evapotranspiración, ([Ministerio de Ambiente y desarrollo sostenible, 2014](#)). El ciclo del agua se puede observar en la siguiente figura, (figura 6.1).

A continuación se definirán los conceptos correspondientes a las condiciones en las cuales se encuentra el agua, ([Ministerio de Ambiente y desarrollo sostenible, 2014](#)):

- **Agua cruda:** es la que no ha recibido ningún tratamiento como el agua de los ríos, quebradas, de un manantial o del acueducto, es decir que no se ha realizado ningún procedimiento para su potabilización.
- **Agua tratada:** es el agua que se le realiza el tratamiento en una planta

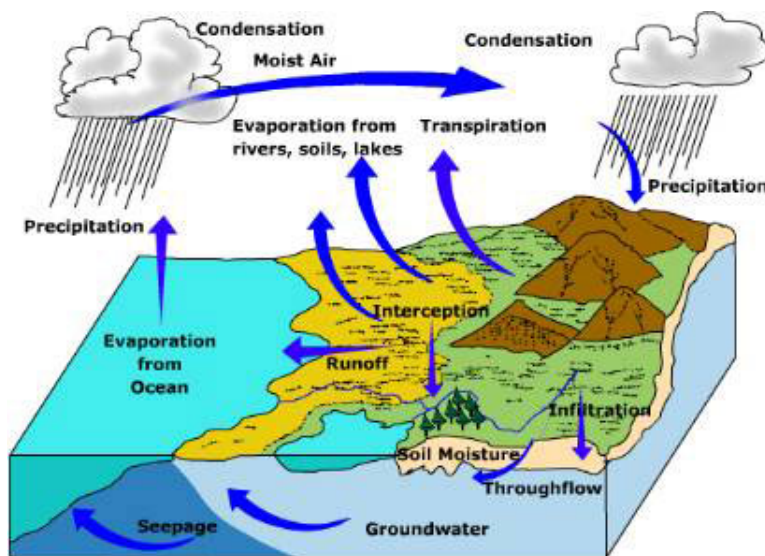


Figura 6.1:
Ciclo Hidrológico.(Cisneros et al., 2012)

de potabilización, donde se adicionan desinfectantes y coagulantes para eliminar todas las impurezas y bacterias que contiene.

- **Agua potable:** es el agua que no implica ningún riesgo para la salud del consumidor y no produce daños en los bienes materiales.
- **Agua contaminada:** es el agua que ha recibido bacterias o sustancias tóxicas que la hacen inadecuada para la bebida y el aseo corporal, aunque su apariencia sea la de agua limpia. En ocasiones contiene desechos humanos, industriales y otros provenientes de la polución del medio.

La contaminación puede ser de origen natural o artificial. La Contaminación natural, se da por medios naturales de los mismos procesos y ciclos biogeoquímicos, por ejemplo, cuando el agua lluvia al caer recoge del aire partículas de polvo y gases; una vez en el suelo se escurre por la superficie y arrastra materia orgánica e inorgánica. Lo mismo ocurre si esta se infiltra por el suelo. Puede ocasionar daños en las cuencas produciendo erosiones, derrumbes y desplomes. Mientras que la contaminación artificial, se puede dar por: “residuales domésticas (material fecal, grasas, jabón, detergentes, limpiadores) o

residuos sólidos o basuras (papel, residuos vegetales, sobras de comida, latas, vidrios, telas y residuos químicos utilizados en las viviendas como hipoclorito, etc).”, ([Ministerio de Ambiente y desarrollo sostenible, 2014](#)). El otro tipo de contaminación es la generada por la industria y productos agrícolas como fertilizantes, matamalezas, herbicidas y pesticidas que son utilizados para mejorar el rendimiento y la calidad de las cosechas.

6.2.1.1. Aguas residuales y Aspectos de la Calidad del Agua.

El agua es uno de los recursos de mayor importancia tanto a nivel biológico como a nivel antrópico, en las actividades que realizan y constituyen el uso del agua, es tanto, que se puede afirmar que gran parte de los procesos y consideraciones de manufactura e industria conllevan el uso de una fuente de agua, además, del agua que se usa para fines domésticos, así esta agua que tiene un uso dentro de estas actividades, sean estas industriales, agropecuarios o de origen doméstico, también conllevan a su evacuación o salida del proceso. Esta agua que tiene como principal característica un cambio en su composición debido a la adición o sustracción de compuestos, de tal forma que en algunos casos el cambio de su aspecto es evidente y de manera total o parcial las propiedades fisicoquímicas del agua cambia, a estas aguas, se les suele denominar aguas residuales, por tanto cualquier agua que provenga de un uso, un proceso o un tratamiento que constituya en el cambio de las características físicas, químicas y biológicas del agua natural o el agua de captación, se le puede denominar agua residual.

Acorde a ([Aquatast and FAO, 2014](#)), se puede definir como un agua residual aquella que no tiene valor inmediato para el fin para el que se utilizó ni para el propósito para el que se produjo debido a su calidad, cantidad o al momento en que se dispone de ella. No obstante, las aguas residuales de un usuario pueden servir de suministro para otro usuario en otro lugar.

Es por tanto que un agua residual, ampliando su sentido constituye o no un valor cualitativo o cuantitativo a la contaminación del agua en el cuerpo receptor, es decir, la adición de agentes físicos como la diferencia de calor, compuesto químicos orgánicos o inorgánicos, la adición de bionutrientes y microorganismos, pueden afectar la calidad del agua, de igual forma la sustracción de estos también afectan su calidad, estos aportes se realizan en

gran parte a partir de los procesos y usos que se le han dado al agua; ahora se coloca en cuestión porque el agua como transporte de estos compuestos y agentes, esto se debe a su naturaleza química, ya que presenta altos valores de capacidad calorífica y vaporización, alta conductividad térmica, temperatura de fusión y ebullición altas, gran capacidad disolvente y la gran capacidad que tiene para conllevar reacciones tales como hidrolisis, acido-base, REDOX, complejación, solubilización, procesos fotoquímicos y reacciones biológicas.

Estas aguas residuales como se ha indicado pueden ser vertidas de manera directa o indirecta en el suelo, acuífero o cualquier cuerpo receptor de agua, de manera tratada o no tratada, es por tanto que se hace la diferencia de los siguientes tipos de agua residual:

- Agua residual no tratada: es la descarga de agua residual municipal o industrial no recolectada y/o descarga de agua residual municipal recolectada sin ningún tratamiento anterior. (Aquatast and FAO, 2014).
- Agua secundaria: es el agua residual municipal recolectada por sistemas de recolección independientes que no se mantienen, como pozos de absorción o fosas sépticas. (Aquatast and FAO, 2014).
- Agua residual municipal producida: es el volumen anual de efluentes domésticos, comerciales e industriales, y escorrentía urbana, generada en áreas urbanas. (Aquatast and FAO, 2014).
- Agua residual municipal recolectada: es el agua residual municipal recolectada por el alcantarillado municipal para aguas residuales u otros sistemas de recolección formales. Esta categoría considera los siguientes sistemas de recolección: independiente: Agua residual recolectada por sistemas privados individuales en el lugar para evacuar y recolectar agua residual doméstica y otros tipos de agua residual en los casos en los que un sistema de recolección urbano no esté disponible. Esto incluye la recolección de agua residual de letrinas y fosas sépticas. También se incluye el transporte del agua residual a plantas de tratamiento por medio de camiones. Colectivo: Agua residual recolectada en viviendas, comercios o industrias por sistemas municipales de alcantarillado planificados (Aquatast and FAO, 2014).

Es por tanto que se manifiesta que las aguas residuales van a contener en su seno una amplia variedad de sustancias o especies químicas y esto va depen-

der del uso y/o destino que el agua haya tenido, es tal que se presenta una alta diversidad en composición de aguas residuales entorno a las provenientes de las industrias, debido a los diferentes procesos que se pueden llevar en este, mientras que, aquellas aguas residuales provenientes de los sectores agropecuarios, domésticos y relacionados, presentan una grado de homogeneidad en comparación con las aguas residuales industriales ya que se caracterizan por una alta carga orgánica, microorganismos patógenos, altas concentraciones de nitrógeno y fósforo.

A partir de las apreciaciones hechas se llega un grado tal que, hasta que punto se puede considerar que un agua esta contaminada y como se puede evaluar estas características, de acuerdo a [Hroncich \(1997\)](#) y [Cohn et al. \(1997\)](#), el número de posibles agentes contaminantes es tremendamente alto. El intentar medir la existencia y cantidades de cada uno de ellos, especialmente en análisis rutinarios de aguas, sería un trabajo desmesurado y complejo. Por esta causa y dado a que muchos de los agentes producen efectos similares, se ha optado por definir una serie de parámetros generales indicadores de contaminación (y por lo tanto también de la calidad del agua) y son precisamente esos parámetros los que se cuantifican y valoran para definir el actual aspecto de calidad del agua.

Estos parámetros, comprenden tanto medidas específicas o individuales, como puede ser el oxígeno disuelto, como parámetros sustituto, que engloban una serie de compuestos de similares características. Se puede citar como ejemplo de estos la DBO o la DQO. También se hablan de parámetros indicadores de contaminación, para referir a aquellos que dan información de la presencia o ausencia de determinadas especies contaminantes. El color, el olor o los coliformes fecales, serían una buena prueba de estos.

Los parámetros, la importancia y las características generales que sirven para determinar los aspectos de contaminación y calidad del agua se encuentran en la siguiente tabla (ver tabla 6.1):

6.2.1.2. Importancia del tratamiento de Aguas residuales y selección de procesos para su tratamiento.

De acuerdo a [Liukkonen et al. \(2013\)](#), la selección del proceso de tratamiento de agua puede ser una tarea compleja, ya que las circunstancias suelen

| Parámetro | Variable | Indicador. |
|---------------------------|----------------|-------------------------------------|
| Color | Organolépticas | Materiales disueltos o suspendidos. |
| Olor y Sabor | Organolépticas | Gases y Materiales disueltos. |
| Turbidez | Físicoquímico | Sólidos en Suspensión y disueltos. |
| Temperatura | Física | Calor |
| Conductividad | Física | Salinidad y dureza. |
| pH | Químico | Alcalinidad y acidez. |
| Oxígeno Disuelto | Químico | Materia Orgánica. |
| DQO | Químico | Materia Orgánica. |
| DBO | Químico | Materia Orgánica. |
| Radiactividad | Físicoquímico | Isótopos radiactivos. |
| Microorganismos | Biológico | Microorganismos. |
| Toxicidad | Químico | Compuestos Tóxicos. |
| Contaminantes Específicos | Químico | Contaminantes Específicos. |

Cuadro 6.1: Parámetros y Características de evaluación en la calidad de un agua.

ser bastantes diferentes para cada instalación de agua y quizás sean distintas para cada fuente o procedencia usada por la instalación. La selección de uno o más procesos a utilizar en una situación determinada está influida por la necesidad de cumplir los objetivos de calidad reglamentada, el deseo de la instalación y de sus clientes de cumplir los objetivos de calidad del agua (como los de aspecto o estética) y la necesidad de proporcionar el servicio de agua al más bajo costo razonable.

Acorde a la [Aquatast and FAO \(2014\)](#), un agua residual tratada es aquella agua residual que ha pasado por un tratamiento primario, secundario y/o terciario. Para el tratamiento de las aguas residuales existen diversos procesos y operaciones unitarias, que con una adecuada selección y combinación, pueden resolver la mayoría de las necesidades de disposición final o reaprovechamiento de los vertimientos. En términos generales existen procesos fisicoquímicos y procesos biológicos. Los procesos fisicoquímicos hacen uso de las diferencias en ciertas propiedades entre el contaminante y el agua (sedimentación y flotación) o mediante la adición de reactivos empleados para variar la forma del

contaminante buscando condiciones de separación del líquido. Los procesos biológicos utilizan microorganismos que se alimentan de la materia orgánica contaminante y con ello la eliminan del agua en forma de nuevas células o de gases. Cada uno de estas fases de tratamiento se describe en los siguientes puntos:

- **Pretratamiento:** Es el proceso de eliminación de los constituyentes de las aguas residuales cuya presencia puede provocar problemas de mantenimiento y funcionamiento de los diferentes procesos y operaciones. El desbaste y la dilaceración son procesos utilizados para la eliminación de sólidos gruesos, la flotación para eliminar grasas y aceites y el desarenado para la eliminación de la materia en suspensión gruesa.
- **Tratamiento primario:** en este tratamiento el agua residual es eficazmente tratada por un proceso físico o químico que incluye la decantación de sólidos en suspensión, u otros procesos en los que la DBO_5 del agua residual que entra se reduce en al menos un 20 % y el total de sólidos suspendidos del agua residual que entra se reduce en al menos el 50 % o 60 % de acuerdo a [Ramalho \(1990\)](#), del valor anterior a la descarga. Los procesos del tratamiento pueden incluir: tanques de sedimentación, tanques sépticos, desengrasado, tratamiento químico de mejora primario. ([Aquatast and FAO, 2014](#))
- **Tratamiento secundario:** en este tratamiento el agua residual es eficazmente tratada por un proceso que generalmente contiene un tratamiento biológico con una decantación secundaria u otro proceso, que conlleva una eliminación del DBO de al menos el 70 % y una eliminación del DQO de al menos el 75 % antes de las descarga. El proceso del tratamiento puede incluir: lagunas aireadas, manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente, filtros percoladores, reactores biológicos rotativos, zanja de oxidación, digestor de sedimentación. Para el propósito de esta base de datos los procesos de tratamiento biológicos naturales también se consideran bajo tratamiento secundario ya que los constituyentes de los efluentes de este tipo de tratamiento son similares a los de los tratamientos secundarios convencionales. ([Aquatast and FAO, 2014](#))
- **El tratamiento biológico natural:** se refiere a otro proceso a parte del de los tratamientos de agua residual convencionales (primario, secundario, terciario). Este tratamiento utiliza procesos bioquímicos

naturales para tratar el agua residual y puede incluir: estanque de estabilización de residuos, humedales construidos, tratamiento superficial, técnicas de película de nutrientes, tratamiento de suelos de acuíferos, estanque con alta tasa de algas, sistemas de macrófitas flotantes acuáticas. ([Aquatast and FAO, 2014](#))

- **Tratamiento terciario:** en este tratamiento el agua residual municipal eficazmente tratada por un proceso además del de tratamiento secundario de nitrógeno y/o fósforo y/o cualquier otro contaminante que afecta la calidad o un uso específico del agua: contaminación microbiológica, color, etc. Se entiende que este tratamiento pueda eliminar al menos el 95 % de la DBO y el 85 % de la DQO y/o una eliminación de nitrógeno de al menos el 70 % y/o una eliminación de fósforo de al menos el 80 % y/o una eliminación microbiológica. El proceso del tratamiento puede incluir: filtración por membrana (micro-; nano-; ultra- y ósmosis inversa), infiltración / percolación, carbón activo, desinfección (cloración, ozono, UV). ([Aquatast and FAO, 2014](#))

Es por tanto que la remoción de contaminantes es el objetivo principal de un tratamiento de aguas residuales, aunque los tratamientos convencionales han sido efectivos en el tratamiento de las aguas residuales, las instalaciones de agua y sus ingenieros han necesitado considerar el uso de fuentes alternativas para mayor eficiencia en el proceso de tratamiento, es tal el barrido de aire, que se utiliza para la remoción de NH_3 , CO_2 , H_2S y COV, intercambio iónico por membrana y adsorción inorgánica, estos son nuevos procesos de tratamientos de aguas que permiten una remoción de contaminantes cerca del 95 %-99 %, respecto al agua de fuente o receptora.

Aunque estos métodos no convencionales y convencionales son de gran eficiencia en la remoción de contaminantes, las capacidades de instalación, los costos y la compatibilidad ambiental es algo en lo que se presenta una gran desventaja, ya que gran parte de la geopolítica del mundo se constituye de países en vías de desarrollo o con economía emergente, en la cual si los procesos de potabilización del agua es escaso o precario, no se cuenta por tanto con un sistema de tratamiento de aguas residuales si es tal el caso con un tratamiento primario. Es por tanto que aunque se quiera cumplir con las normas relacionadas con el recurso hídrico los costos y la compatibilidad ambiental es una limitante y por tal se hace necesario otros escenarios de

tratamientos de alta eficiencia, bajos costos, fiabilidad y compatibilidad ambiental.

La importancia en el tratamiento de aguas residuales, es precisamente garantizar la correspondiente gestión integral del recurso, tal y como se había comentado en los apartados anteriores. La gestión integral del agua especialmente en los procesos terminales o en la culminación de las diferentes actividades que conllevan el uso del recurso, resarce en la utilización de las diferentes técnicas de tratamiento, sean convencionales o no convencionales, de tal forma, deben de cumplir con los diferentes objetivos establecidos en cuestión de remoción para que el agua residual sea vertido en la fuente receptora, sin degradar en gran magnitud el ecosistema y el mismo recurso, que recibe la carga contaminante.

6.2.2. La gestión Integral del Agua.

El agua es un bien escaso, imprescindible para la vida y el mantenimiento de los ecosistemas. Sin embargo, las actividades humanas acaban por alterar sus características impidiendo su retorno a los cauces naturales de los ríos. Es por ello que se hace indispensable un tratamiento que, en la medida de lo posible, devuelva al agua sus características originales.

En este contexto, la Gestión Integral del Agua aborda no tan sólo soluciones de depuración de final de línea como la mencionada, sino también la utilización racional del agua desde dos puntos de vista preventivos: por un lado, la moderación del consumo y, por otro, la reducción de la contaminación. En ambos casos se proporcionan un conjunto de buenas prácticas y medidas basadas en la reutilización, para disminuir el consumo de agua, tanto a nivel doméstico como industrial, siempre bajo la óptica del desarrollo sostenible.

De acuerdo a [Longsdon et al. \(1997\)](#), la gestión integral del agua conlleva una tarea compleja desde diferentes puntos de vista, puesto que como refiere el autor, las circunstancias de cada instalación de agua es diferente, así como la remoción de contaminantes y la correspondiente gestión que se le hace al agua después de la remoción de los mismos, además, se debe de pensar cual va ser el uso final del agua, pues muchas veces puede necesitar uno o mas procesos unitarios que un tratamiento de aguas convencional. Los factores y objetivos que deberían estar incluidos en la gestión integral del agua, desde

luego son:

- Evaluar las condiciones existentes.
- Identificar el uso posterior del agua.
- Valorar los contaminantes susceptibles a la remoción del agua para el uso del agua.
- Identificar los costos, capacidad de instalación y compatibilidad ambiental.
- Realizar el proceso a escala.

Ahora con el fin de establecer un orden en las nociones de la gestión integral del agua, se debe establecer una política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico, la cual debe establecer los objetivos, estrategias, metas, indicadores y líneas de acción estratégica para el manejo del recurso hídrico en el país, talque sea acatado no solo por las empresas e industrias, sino también por los entes territoriales y las regiones que constituyen las corporaciones autónomas regionales (CAR's).

El tema de la gestión integral del agua, es complicado, puesto que procede de numerosas influencias de origen natural y humano. La clave para gestionar el uso racional del agua es planificar de manera adecuada el suministro de la misma, la cual comprende tanto las características hidrológicas de la zona de captación, como las causas y efectos de la contaminación para un posterior vertimiento. La extensión del impacto humano sobre el recurso agua también depende, de como se manipulen los contaminantes potenciales, las características físico-químicas de semejantes materiales circundantes de la fuente y de la misma zona de captación, las características hidrogeológicas de la situación donde ocurre la captación, así como lo posible en realizar predicciones a partir de modelaciones del comportamiento de los contaminantes en el agua, para un posterior tratamiento.

Continuando con la disertación, como señala [Pérez and Le Blas \(2004\)](#) el manejo del agua ha estado siempre en el centro de la atención del desarrollo humano. Todas las civilizaciones de este mundo, afortunadamente diverso y complejo, han tenido su establecimiento, crecimiento, momentos cumbres y muchas veces su ocaso, relacionado a los recursos hídricos y su manejo

en relación con el clima, las cuencas y las necesidades humanas. El crecimiento poblacional, la variabilidad climática, las prácticas inadecuadas y el desarrollo científico han puesto en evidencia que el manejo sostenible de los recursos hídricos es uno de los principales asuntos a enfrentar de inmediato para encausar el planeta en la vía del desarrollo sostenible, teniendo como primer escalón la lucha contra la pobreza en equilibrio con el medio ambiente.

La escasez, el uso y manejo inadecuado de los recursos hídricos, se constituye en uno de los factores de mayor limitación para el desarrollo sostenible a nivel mundial. La salud y el bienestar del ser humano, la seguridad alimentaria, el desarrollo industrial y la calidad de los ecosistemas que dependen de manera directa de un adecuado manejo y gestión del recurso hídrico se encuentran en riesgo. Los recursos hídricos, en el sentido más amplio, incluyen el agua en todas las etapas del ciclo hidrológico, conjuntamente con toda la biodiversidad que esta soporta, tal como los peces, los anfibios, la flora. La interdependencia de estos elementos, así como el ciclo hidrológico que estos generan, tal como la evaporación, la transpiración, la humedad del suelo, el agua superficial y freática, el agua costera y marítima, dentro de una perspectiva integral, sustentada por las unidades hidrológicas básicas, las cuencas y los acuíferos, definen el potencial hídrico de una región.

Uno de los mayores retos ambientales de la región, es la gestión integral del recurso hídrico, de tal forma que se logre un balance entre las prioridades de crecimiento económico, disminución de la pobreza y conservación del recurso. Esta situación ha llevado a la proliferación de esquemas de manejo y utilización. Sin embargo, la gran mayoría de ellos siguen viendo el tema del agua, de manera independiente a la gestión misma de los ecosistemas donde estos ocurren. Recientemente se han venido promoviendo otro tipo de enfoques y visiones que buscan abordar esta temática de una manera integral, reconociendo el papel que cumple el agua en los ecosistemas en los cuales fluyen, y en asociar su gestión al manejo de los mismos, con una perspectiva integral, e incluyendo las diferentes fases del ciclo hidrológico. Esta visión lleva a proponer nuevos modelos de valoración económica del recurso y los ecosistemas, ya que se ha demostrado que tanto su cantidad, como su calidad, dependen en gran parte del manejo que se de en las áreas que captan, conducen, almacenan, proveen y renuevan este servicio ambiental.

Por otra parte, cada vez se hace más urgente el integrar la gestión del

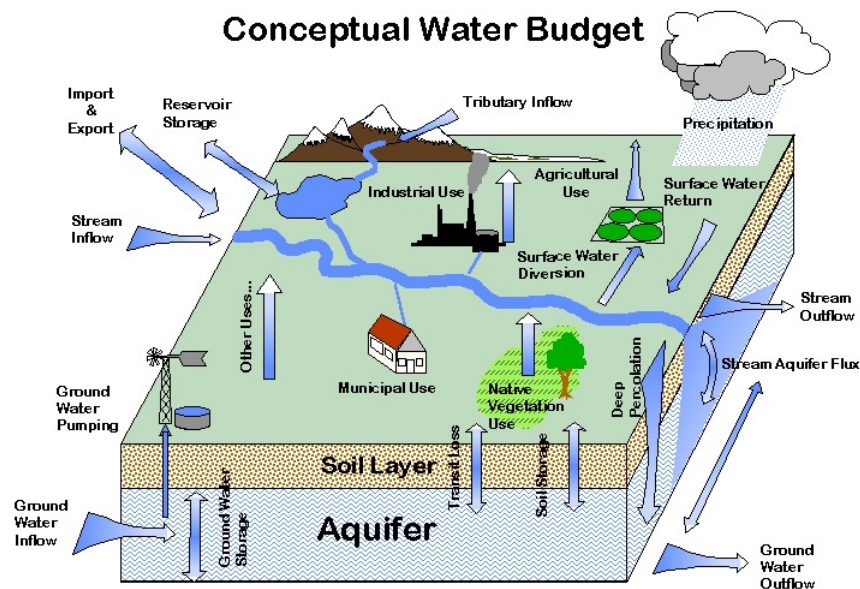


Figura 6.2:

Ciclo de los contaminantes en el ciclo hidrológico. (Cisneros et al., 2012)

agua y de los ecosistemas de agua dulce continentales, a la planificación del uso de la tierra y el ordenamiento territorial, permitiendo evaluar de manera integral y equitativa, la distribución y manejo del agua en todo el ciclo hidrológico, trascendiendo las fronteras político administrativas, a nivel municipal, departamental y aún global. Los principales problemas y limitaciones que existen en la región para lograr una gestión sostenible e integral del agua, son entre otros:

- Ausencia de políticas estatales integrales, articuladas con las políticas de ordenamiento y planificación territorial.
- Gestión fragmentada del recurso.
- Superposición de funciones y competencias entre sectores y niveles territoriales.
- Alto número de instituciones con responsabilidades en el manejo del recurso hídrico.

- Crecimiento de la población y de los patrones de consumo.
- Desarrollo inadecuado de obras de infraestructura.
- Disminución de la cantidad y la calidad del agua.
- Falta de mecanismos que permitan incorporar las externalidades en la valoración del recurso y los ecosistemas.
- Sobreexplotación del recurso pesquero.
- Introducción de especies exóticas.
- Ausencia de indicadores integrales de seguimiento.
- Creciente impacto de desastres naturales, muchos de ellos activados por procesos antrópicos, tal como inundaciones, huracanes, etc.

Tratar de definir una correcta gestión integral del agua en una zona local o regional, constituye una tarea demasiado compleja, puesto que como se señalaba en apartados anteriores la contaminación en sí no es un sistema estacionario, ni cuasi-estacionario, esta siempre esta en constante transporte y transformación especialmente en el agua, por tal definir una sola medida de mitigación que integre la gestión integral del agua, es algo inocuo. El transporte de los contaminantes, es una de los más grandes retos desde el punto de vista de la ingeniería, puesto que sin contaminantes que tratar, no existe por tal tecnica de tratamiento, es por tanto que lo que se busca es generalmente o desplazar el contaminante o tratarlo en el lugar de origen, antes de su transporte en los ecosistemas, ya que después de realizado esto, es casi que imposible controlar la dinámica del contaminante en el medio natural, puesto que va estar en constante transporte, difusión y transformación.

Un sistema de tratamiento de aguas residuales, siempre se debe elegir a razón de la escala, la fiabilidad ambiental y los costos, entre otros, tal que se puede extender un gran abanico de soluciones, entre técnicas de tratamiento convencionales y no convencionales. Por ejemplo el uso de los humedales artificiales, constituye una buena medida, en el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico y de origen agropecuario, tal que se puede realizar una correcta gestión integral del agua, desde la implementación de esta técnica de tratamiento no convencional en sistemas de cultivos, en la construcción

de casas de interés social, las cuales con su ejecución de este sistema, pueden cerrar ciclos en relación a descarga de aguas y así convertir casas de carácter sostenible y otros muchos ejemplos, se consideran con el uso de humedales artificiales, para el tratamiento de aguas residuales y en la gestión integral del agua.

6.2.3. Los Procesos de Biotratamiento.

Un contaminante es definido como “una sustancia que puede afectar al medio ambiente y es un resultado en parte de las actividades humanas”, como se ha comentado en apartados anteriores, los contaminantes, son compuestos o sustancias que se encuentran en la naturaleza, pero que bajo concentraciones o dosis superiores a las que se encuentran en la naturaleza, puede ocasionar problemas en el ambiente y en tal forma afectar la salud de los seres humanos y de los demás seres vivos. Un contaminante no es un compuesto que se encuentra en estado estático, este siempre se encuentra cambiando a medida que pasa de un estado a otro o se cambian las condiciones del medio, tal que se considera como un sistema dinámico, ya que este puede reaccionar, catalizar, transformarse, etc., un ejemplo de la alta dinámica que presentan los contaminantes se encuentra en la siguiente figura (figura 6.3). De acuerdo a [Doble and Kumar \(2005\)](#) el movimiento de los contaminantes y tóxicos a través del ambiente es lo que se denomina contaminación. Algunas de las especies de contaminantes pueden ser mas tóxicos o pueden causar mas daños en el ambiente y en la salud en algunos estados o formas que otros, un ejemplo de este es el caso del cromo; el cromo hexavalente Cr^{+6} , se utiliza en las industrias curtiembre y textiles y en esta forma oxidada, es mucho mas toxica y letal para los ecosistemas y para el medio ambiente que su forma reducida, cromo trivalente Cr^{+3} , el cual constituye parte de los micronutrientes en el ser humano y el ecosistema y no es toxico en algunos de los aspectos mencionados.

Es de estos procesos, como el ejemplo mostrado acerca del cromo, que los ingenieros aprovechan para realizar los diferentes tratamientos y así disminuir el impacto sobre una comunidad, un ecosistema, sobre un producto o sobre un recurso, ya esto va a depender del fin y de igual forma del medio que conlleva este fin. De acuerdo a [Doble and Kumar \(2005\)](#), el tratamiento de contaminantes sólidos, líquidos o gaseosos, en su gran mayoría pueden ser llevados a cabo “*In Situ*” (remover el contaminante en el lugar de su ori-

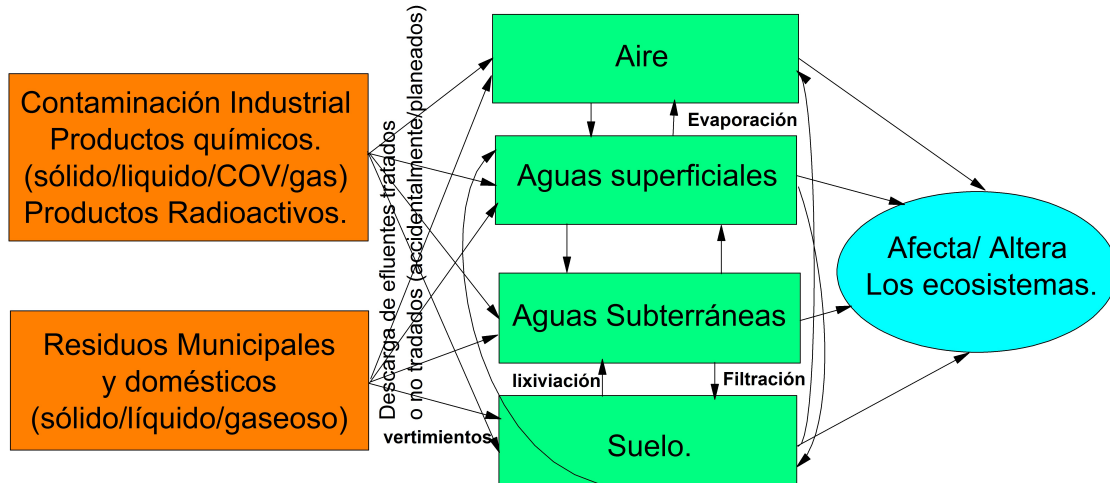


Figura 6.3:
Movimiento de los contaminantes. COV: compuestos orgánicos volátiles, (Doble and Kumar, 2005)

gen) o algunas veces se debe realizar “*Ex Situ*” (remover el contaminante, transportando este desde su lugar de origen hasta el lugar de tratamiento, es el caso de las plantas de tratamiento de agua residual). Ambos enfoques tienen varias ventajas y desventajas, pero principalmente se puede deber a la fiabilidad ambiental y a los costos, tratando de conllevar procesos de bajo costo, alta fiabilidad ambiental y procesos uniformes.

Muchos son los procesos, técnicas y tratamientos, que se utilizan para destruir, remover o transformar contaminantes, entre estos se encuentran tratamientos físicos, químicos, radioactivos y biológicos. La selección de la tecnología del tratamiento dependerá de varios factores, que incluyen tiempo de limpieza, madurez y estabilidad de la tecnología, costos de operación y capital, residuos o productos tóxicos después del tratamiento, normas de descarga local, confiabilidad del proceso, facilidad en el mantenimiento, generación de compuestos orgánicos volátiles, estética de la tecnología y tratamiento de compuestos halogenados o explosivos en el caso de su producción.

Ahora en el campo del tratamiento, indiferente al recurso y la zona que

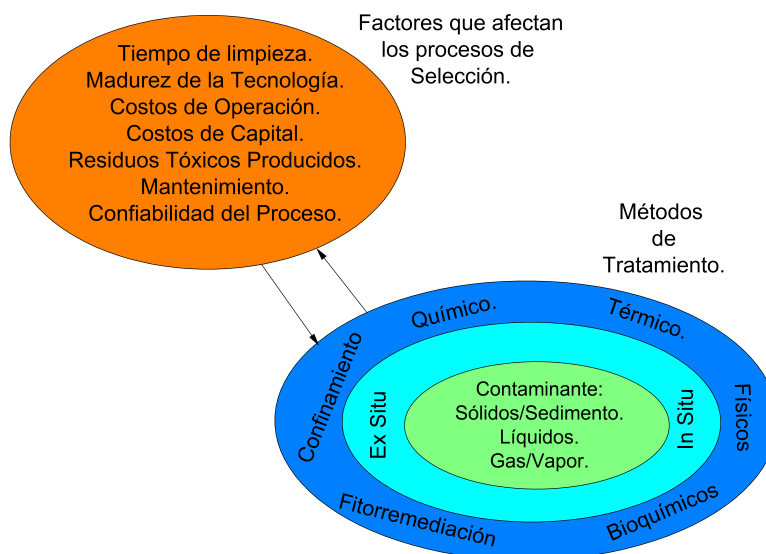


Figura 6.4:
Diagrama Selección de la tecnología de tratamiento, (Doble and Kumar, 2005)

se quiere aplicar esta tecnología, se debe determinar ante todo la naturaleza del contaminante, puesto que como se comentaba, lo que se logra es cambiar la naturaleza del contaminante, con el fin de reducir su toxicidad o su efecto sobre el ambiente o en cambio se busca reducir la concentración de este mismo; ahora no existe un tratamiento o proceso único para cada contaminante en específico, son muy pocos y estos por lo general suelen ser demasiado costosos, además que solo son usados cuando el contaminante y la norma así lo exigen, por ejemplo remover partículas de desintegración radioactiva en una planta nuclear, el procesos para esto es demasiado específico, pero no todos son así, en general, el tratamiento que se usa para remover o cambiar la naturaleza de un contaminante, se puede utilizar para otro tipo de contaminante que presenta características semejantes, por ejemplo procesos para remover mercurio, el cual es un metal pesado, también se puede usar en la remoción de plomo o cadmio. El enfoque es determinar que tipo de tratamiento es el que se quiere aplicar, si se va a realizar en el lugar de origen o se va a trans-

portar el contaminante, esto es cuestión del perfil del ingeniero, el cual debe considerar los costos, el capital de inversión y la fiabilidad ambiental. En la siguiente tabla (tabla 6.2) se presentan algunas técnicas de tratamiento físico y químico que se utilizan *In Situ* y *Ex Situ*, para diferentes tratamiento, en agua, aire o suelo, tal y como describe (Doble and Kumar, 2005):

Aunque, como señala Doble and Kumar (2005), la mayoría de los compuestos orgánicos pueden ser degradados por cuatro formas diferentes: oxidación aerobia, reducción anaerobia, mecanismos de REDOX y formación de compuestos orgánicos para integrarlos en procesos metabólicos o catabolismo. Los procesos donde intervienen microorganismos, plantas o seres vivos, implican procesos o técnicas de biodegradación, las cuales son ligadas a la extracción de energía química, para el crecimiento de los organismos, los cuales devienen de procesos de reducción y reacción. En la siguiente tabla (tabla 6.3) se muestra algunas de las técnicas de tratamiento biológico convencional y fitorremediación, descritas por Doble and Kumar (2005):

De acuerdo a Doble and Kumar (2005), los costos por fitorremediación y biotratamiento, han sido estimados por 25 % a 50 % del precio de tratamiento, a partir de técnicas de tratamiento convencionales, es decir, si el precio por el tratamiento de un efluente de agua residual con tratamientos convencionales es de 1\$, si se realiza bajo la misma escala con tratamiento biológicos o técnicas de biotratamientos estos pueden tener un costo inferior a los 0,5\$. Ahora es importante señalar que no todos los contaminantes requieren un tratamiento biológico o de manera similar no todos los contaminantes requieren un tratamiento convencional integrado por procesos físicos o químicos, en muchos casos se puede reducir costos y mejorar la fiabilidad ambiental, combinando estos procesos o técnicas en un mismo tratamiento, por ejemplo en el caso de tratamiento de aguas residuales que utilizan procesos unitarios, donde se llevan a cabo técnicas físicas como la filtración, intercambio de calor, decantación, sedimentación, pero además se realizan técnicas químicas como coagulación, floculación, intercambio iónico, precipitación, entre otros; técnicas biológicas como el uso de reactores para proceso de lodo activado, balsas de estabilización, etc., es por tanto que un mismo tratamiento puede conllevar diferentes técnicas y procesos unitarios de diferentes métodos de tratamiento.

Aun así como se describe en apartados siguientes, cada actividad humana

| Técnicas de Tratamiento Físico y Químico. | |
|--|--|
| <i>In Situ</i> | <i>Ex Situ</i> |
| 1. Oxidación Química. | 1. Extracción con ácido, álcali, solventes o surfactantes. |
| 2. Separación Electro-Cinética | 2. Separación mecánica tales como filtración, decantación, separación magnética o tamizado. |
| 3. Extracción por vapor. | 3. Barrido usando aire o vapor. |
| 4. Uso de solvente o disolvente o surfactantes para el lavado del suelo. | 4. Oxidación química o térmica, reducción o deshalogenación. |
| 5. Fracturamiento explosivo o neumático del suelo. | 5. Incineración. |
| 6. Tratamiento eléctrico, usando una resistencia eléctrica, inyección de calor o por calentamiento electromagnético. | 6. Absorción o adsorción de contaminantes líquidos o gaseosos. |
| 7. Rellenos sanitarios | 7. Separación de contaminantes líquidos por destilación, intercambio iónico, cristalización o separación por membrana. |
| 8. Celdas de contención. | |

Cuadro 6.2: Técnicas de Tratamiento Físico y Químico.

conlleva siempre contaminación y es de gran importancia y obligación remo-

| Técnicas de Tratamiento biológico. | |
|---|--|
| <i>Tratamiento Biológico Convencional.</i> | <i>Técnicas de Fitorremediación.</i> |
| 1. Mejoramiento por biorremediación (mejoramiento en la adición de nutrientes, oxígeno o metabolitos en suelos). | 1. Fitoextracción/ acumulación (remoción de toxinas desde el suelo o el agua y acumulación en los sistemas biológicos de las plantas). |
| 2. Bioventilación. | 2. Fitodegradación (plantas asociadas a la degradación de contaminantes) |
| 3. Bioaumentación (organismos que han sido específicamente modificados en el laboratorio para crecimiento acelerado en presencia de contaminantes). | 3. Fitoestabilización (Movilidad de contaminantes es reducido a través de la modificación o inmovilización). |
| 4. Biopilas. | 4. Fitovolatilización. |
| 5. Compostaje. | 5. Mejoramiento de la biodegradación con el uso de rizosferas. |
| 6. Biorreactores. | |
| 7. Bioabsorción. | |

Cuadro 6.3: Comparación de las técnicas de Tratamiento biológico convencional y fitorremediación.

ver o disminuir la contaminación, antes de ser descargados sobre un ecosistema, puesto que esto no solo conlleva la pérdida del mismo, sino también de los recursos que hacemos uso para el desarrollo de nuestras actividades, por

tal siempre se deben realizar alguna técnica de tratamiento o proceso para llegar a tal fin, ahora no siempre en todos los casos se debe utilizar técnicas de tratamiento convencionales o de gran magnitud, especialmente cuando la población, costos o la fiabilidad ambiental no amerita, es por tanto, que en muchos casos el uso de técnicas de biotratamiento es mas eficiente en condiciones uniformes como en el tratamiento de aguas residuales domesticas, en pequeñas poblaciones o en procesos específicos de remoción y/ó transformación, tal que se pueden usar plantas en la estabilización de taludes, plantas y organismos en la remoción de contaminantes tanto en el suelo, como en el agua, organismos como control de vectores en plantas y animales o el uso de humedales artificiales en el tratamiento de aguas residuales, especialmente de origen doméstico.

Es por tal que el biotratamiento, se puede definir como el conjunto de técnicas u operaciones que buscan reducir o eliminar la contaminación, a partir de sistemas biológicos, los cuales incluyen plantas, animales, microorganismos tales como, algas, protozoos, cianobacterias, virus, entre otros. Las técnicas de biotratamiento, como describe [Doble and Kumar \(2005\)](#), se han venido implementado de manera efusiva y con gran integridad en los diferentes problemas, que conllevan las actividades humanas, especialmente en los problemas por contaminación en suelos y en el agua; tal que ha sido la ingeniería ambiental y la biotecnología, las ramas de la ingeniería por excelencia que se han encargado, de encapsular o desarrollar de manera conjunta estos procedimientos y técnicas que hoy en día se usan en el tratamiento de agua y suelos. Es la ingeniería ambiental la que ayuda a mantener la calidad de la vida través de la mejora del medio ambiente. Esto significa el desarrollo de sistemas de tratamiento, gestión, mitigación y prevención de sistemas contaminantes en los recursos naturales.

Ahora, se ha considerado que existen diferentes técnicas de tratamiento biológico, para diferentes recursos, especialmente para el agua y para el suelo, pero en este caso nos vamos a centrar en las técnicas de biotratamiento que se han implementado en el tratamiento de aguas residuales, no solo para el tratamiento de ARD, sino industriales. [Doble and Kumar \(2005\)](#) describe que los tratamientos biológicos se han utilizado en el tratamiento de efluentes de la industria de la química orgánica, la cual produce grandes cantidades de compuestos aromáticos alifáticos, acíclicos, solventes, alcoholes, plásticos, colorantes sintéticos y orgánicos, ácidos, benceno, tolueno, xileno, metanol,

ácido acético, entre otros. Muchos de estos compuestos en su producción conlleva grandes cantidades de residuos tóxicos en forma acuosa, tales como etileno, acetonitrilos, acetofenoles, ácidos acrílicos, amonio, bromuros, bromometano, clorobenceno, ciclohexanol, ácido fórmico, entre otros, los cuales pueden ser tratados por degradación aerobia, degradación anaerobia, a partir del uso de biorreactores y fitorremediación, ya que se ha encontrado, que algunas plantas tienen la capacidad de asimilar y transformar algunos de estos compuestos en su sistema, por ejemplo [Doble and Kumar \(2005\)](#), menciona que la soya (*Glycine max*) y algunas especies de fríjol (*Phaseolus vulgaris*) tienen la capacidad de realizar procesos de translocación del fenol, nitrobenzono y bromocil, el cual se encuentra directamente relacionado con la transpiración, de igual forma algunas plantas que se usan para la alimentación de herbívoros han sido propuestas para la descontaminación de suelos y superficies de agua que han sido contaminados con fenoles.

La industria de hidrocarburos y dioxinas, también ha sido participe en el tratamiento biológico, con el fin de degradar sus principales residuos y contaminantes en efluentes, [Doble and Kumar \(2005\)](#) describe que se han llevado los siguientes procesos de tratamiento en la industria, tales como: degradación aerobia, los cuales incluyen dioxinogénesis y monooxinogénesis, ambos procesos tienen la finalidad de oxidar diferentes hidrocarburos, benzenos derivados y algunos combustibles; degradación anaerobia, en el cual se reducen determinados compuestos, especialmente compuestos derivados del fenol, para luego ser oxidados con mayor facilidad, en ambos procesos se utilizan organismos, tales y como describe [Doble and Kumar \(2005\)](#): *Pseudomonas resinovorans*, *Phlebia lindtneri*, *Terrabacter sp.*, entre otros.

Los efluentes provenientes de los pesticidas, los cuales contienen grandes cantidades del pesticida que se estén utilizando, puesto que no son de fácil degradación y generalmente son persistentes en el sistema, tal que en un efluente, se puede encontrar fungicidas, herbicidas, insecticidas, nematocidas, alguicidas, biocidas, acaricidas o disecantes, los cuales de acuerdo a [Doble and Kumar \(2005\)](#), están formados por: dicamba, propazina, cianozina, atrazina, isocil, bromocil, entre otros, muchos de estos compuestos son orgánicos y por tal pueden ser tratados, a partir de procesos biológicos, como acontece en la industria de producción de químicos orgánicos, que se mencionaba anteriormente.

La industria de polímeros, la cual produce aproximadamente 140 millones de toneladas de polímeros al año, ha empezado a incluir dentro del tratamiento de sus efluentes, algunas técnicas de tratamiento biológico, siendo en este caso técnicas específicas para el tipo de polímero que se quiere degradar, el fin común es encontrar organismos que producen despolimerasas o enzimas que atacan los polímeros, los cuales los convierten en estructuras o compuestos de mas fácil tratamiento, tales como monómeros, dimeros y oligómeros, para luego por procesos de degradación aerobia y/o anaerobia, se degraden en CO_2 , H_2O o CH_4 y H_2S , en el caso del proceso anaerobio. Es por tal como señala (Doble and Kumar, 2005), la aplicación de biotratamiento en la industria de polímeros, consta de llevar a especies complejas a otras de más fácil aprovechamiento para los microorganismos o plantas comunes de los procesos aerobios o anaerobios, en este paso intermedio se puede usar mecanismos físicoquímicos o también organismos, tales que para los polímeros de poliéter (PE), se han utilizado *Sphingomonas macrogoltabidus* y *S. terrae*, para llevar este polímero a unidades estructurales mas simples, el nylon, por ejemplo puede ser degradado por *Bacillus pallidus* o los polímeros de polivinil (PVA), pueden ser degradados por algunas especies de *Pseudomonas sp.*, gran parte de los polímeros, como describe (Doble and Kumar, 2005), son degradados a unidades estructurales simples por hongos, para luego ser llevados a reactores aerobios y/ó anaerobios.

6.2.4. Los Humedales Artificiales como Alternativa en el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas.

Entre las distintas tecnologías no convencionales existentes, los humedales artificiales son los que están experimentando un mayor grado de desarrollo e implantación, resultando una opción viable a la hora de obtener agua con una mejor calidad, debido principalmente a su elevada eficiencia en la disminución de materia orgánica, nutrientes y patógenos, reduciéndose los posibles efectos adversos de los vertimientos sobre los medios receptores, (Otálora Rodríguez, 2014).

Los humedales son medios semiterrestres con un elevado grado de humedad y una profusa vegetación, que reúnen ciertas características biológicas, físicas y químicas, que les confieren un elevado potencial autodepurador. Los humedales naturales pueden alcanzar gran complejidad, con un mosaico de

lámina de agua, vegetación sumergida, vegetación flotante, vegetación emergente y zonas con nivel freático más o menos cercano a la superficie. Los humedales artificiales logran el tratamiento de las aguas residuales a través de la sedimentación, adsorción y metabolismo bacterial. Además, interactúan con la atmósfera. Los humedales operan casi a velocidades de flujo y caudal constante y están sujetos a drásticos cambios en la remoción de DBO, debido a los cambios en la temperatura del agua, (Otálora Rodríguez, 2014).

A finales de los años 1980 apareció el primer manual con criterios de diseño y construcción y se realizó el primer simposio internacional sobre la tecnología en Chattanooga (EEUU), que se sigue repitiendo cada dos años. En el caso de Europa, este tipo de sistema se ha desarrollado más lentamente, (Otálora Rodríguez, 2014). Los sistemas más antiguos se encuentran en Holanda donde han sido utilizados por más de 30 años. Dichos sistemas están formados por zanjas de 3 m de ancho y 100 m de largo, con una profundidad de entre 0,30 y 0,40 m y las plantas sembradas son *Scirpus lacustris*. En estos humedales se emplea un área de $20m^2$ y las remociones obtenidas para los distintos contaminantes son elevadas (96 % SST; 96 % DBO; 87 % DQO; 40 % NTK y 30 % PT), (Otálora Rodríguez, 2014).

Por otra parte, en el año 1993 se desarrolló en la región Escandinava el primer sistema a gran escala de un humedal con flujo libre. El sistema tiene un área superficial de 21 ha y tiene como objetivo la remoción del 50 % del nitrógeno presente en las aguas residuales tratadas en una PTAR las cuales eran vertidas al mar Báltico. Durante el primer año de operación del humedal se habían removido 720 kg/ha de nitrógeno total de una carga total de 1810 kg/ha lo que significa una remoción del 40 % aproximadamente, (Otálora Rodríguez, 2014).

La mayoría de los objetivos de tratamiento de aguas residuales se puede lograr con el uso de humedales o balsas, es así como lo resalta Rittmann and McCarty (1997), estos sistemas que manifiestan una gran simplicidad, debido a que no utilizan sedimentador de sólidos, reciclado de lodos, ni purga independiente para el control de lodos, como si lo necesitaría un proceso de lodos activos. Las características básicas de los humedales artificiales de acuerdo a Rittmann and McCarty (1997) son:

1. **Un tiempo de detención o retención hidráulico largo.** Debido a

que los humedales no tienen reciclado de lodo, el tiempo de retención de sólidos o detención hidráulica es aproximadamente igual al tiempo de detención del líquido, por consiguiente el tiempo de detención típico es de 5 días de acuerdo [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), esto para eliminación heterotrófica de DBO o 25 días para nitrificación. Una consecuencia de un tiempo de detención muy largo es una carga volumétrica muy pequeña.

2. **Profundidad escasa y área transversal grande.** De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), las profundidades típicas de humedales artificiales varían entre 1 a 3 metros. Estas profundidades relativamente superficiales maximizan la relación área transversal al volumen del líquido.
3. **Superficie de aireación.** Aunque la aireación difusa se utiliza algunas veces, la aireación mecánica también es considerada, de acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), los humedales con aireación mecánica usan aireadores mecánicos de superficie de alta velocidad.

Es de señalar que los humedales artificiales constituyen una herramienta o una técnica de tratamiento de aguas residuales con alto contenido de materia orgánica, aun así diferentes diseños y dimensiones de humedales artificiales han sido planteados por distintos autores, aunque, existen dos tipos de humedales artificiales diseñados para el tratamiento de aguas residuales; humedales de flujo sub-superficial (SFS) y superficial (SF). En el denominado de flujo superficial, el agua circula por sobre la superficie del sustrato y, en el de flujo sub-superficial, el agua circula a nivel de la superficie del lecho o por debajo del sustrato, ([Otálora Rodríguez, 2014](#)).

1. **Sistema de agua superficial libre.** Se definen como humedales artificiales de flujo libre superficial (FLS) aquellos sistemas en los cuales el agua está expuesta a la atmósfera. La mayoría de los humedales naturales son sistemas FLS entre los que se incluyen a los fangales (principalmente con vegetación de musgos), zonas pantanosas (principalmente de vegetación arbórea), y las praderas inundadas (principalmente con vegetación herbácea y macrófitas emergentes). La observación de la mejora en la calidad del agua en humedales naturales llevó al desarrollo

de humedales artificiales para tratar de reproducir en ecosistemas contruidos los beneficios de calidad del agua y hábitat.

La mayoría de los humedales artificiales FLS son praderas inundadas, pero se tienen también algunos ejemplos de fangales y zonas pantanosas. En los humedales FLS el agua fluye sobre la superficie del suelo con vegetación desde un punto de entrada hasta el punto de descarga. En algunos casos, el agua se pierde completamente por evapotranspiración y percolación en el humedal, ([García Botero and Rodríguez Susa, 2005](#)). Estos sistemas consisten típicamente de estanques o canales, con alguna clase de barrera subterránea para prevenir la filtración, suelo u otro medio conveniente a fin de soportar la vegetación emergente, y agua en una profundidad relativamente baja (0,1 a 0,6 m) que atraviesa la unidad. La baja profundidad del agua, la baja velocidad del flujo y la presencia de tallos de planta regulan el flujo del agua.

Se aplica agua residual pretratada a estos sistemas y el tratamiento ocurre cuando el flujo de agua atraviesa lentamente el tallo y la raíz de la vegetación emergente. Los humedales con flujo libre son quizás los más antiguos desde el punto de vista conceptual. Generalmente, estos sistemas son diseñados con cargas superficiales bajas. La profundidad de las aguas en estos sistemas varía entre 5 y 90 cm, sin embargo el valor más común se encuentra entre 30 y 40 cm, ([Otálora Rodríguez, 2014](#)). Este sistema es el más usado y propuesto en el diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales, cada sistema tiene estructuras adecuadas de entrada y descarga para asegurar una distribución uniforme del agua residual aplicada y su recolección. La vegetación emergente más comúnmente utilizada en humedales FSL incluye las espadañas y Aneas (*Typha spp.*), los juncos (*Scirpus spp.*) y los carrizos (*Phragmites spp.*). En sistemas diseñados principalmente para tratamiento, es común que sólo se seleccionen una o dos especies para la siembra.

El afluente a estos humedales se distribuye sobre un área extensa de agua somera y vegetación emergente. La lenta velocidad que se produce y el flujo esencialmente laminar proporcionan una remoción muy efectiva del material particulado en la sección inicial del sistema. Es-

te material particulado, caracterizado como sólidos suspendidos totales (SST), contiene componentes con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO), distintos arreglos de nitrógeno total y fósforo total, y trazas de metales y compuestos orgánicos más complejos. La oxidación o reducción de esas partículas libera formas solubles de DBO, nitrógeno total y fósforo total al medio ambiente del humedal en donde están disponibles para la absorción por el suelo y la remoción por parte de las poblaciones microbianas y vegetales activas a lo largo del humedal.

El oxígeno está disponible en la superficie del agua, en microzonas de la superficie de plantas vivas y en superficies de raíces y rizomas, lo cual permite que se produzca actividad aeróbica en el humedal. Se puede asumir, sin embargo, que la mayor parte del líquido en el humedal FLS es anóxico o anaeróbico. Esta falta general de oxígeno limita la remoción biológica por nitrificación del amoníaco ($NH_3/NH_4 - N$), pero los humedales FLS sí son efectivos en cuanto a la remoción de DBO, SST, metales y algunos contaminantes orgánicos prioritarios dado que su tratamiento puede ocurrir bajo condiciones aeróbicas y anóxicas, ([García Botero and Rodríguez Susa, 2005](#)).

- 2. Sistemas de flujo bajo la superficie (SFBS).** Estos sistemas son similares a los filtros horizontales por goteo en las plantas de tratamiento convencionales. Dentro del lecho los microbios facultativos atacan al medio y las raíces de las plantas, contactando de este modo el agua residual que fluye horizontalmente a través del lecho; mientras que el sobrante baja a la superficie del medio. Estos sistemas de SFBS son diseñados con el propósito de obtener niveles de tratamiento secundarios, son llamados “la zona de raíces” o “filtros de piedras de junco y caña” desarrollado en Alemania Oriental, ([Otálora Rodríguez, 2014](#)).

En cuestión de los humedales de agua superficial libre, si la remoción de nitrógeno y/o la mejora de hábitat de vida silvestre son un objetivo del proyecto, debe considerarse el alternar zonas someras con vegetación emergente con zonas más profundas (más de 1.83 m o dos pies) que contengan vegetación sumergida seleccionada. Las zonas de mayor profundidad proporcionan una superficie de agua expuesta a la atmósfera para la reaireación, y la vegetación sumergida proporciona oxígeno para la nitrificación. Las zonas más profundas también atraen y retienen una gran variedad de vida silvestre, en

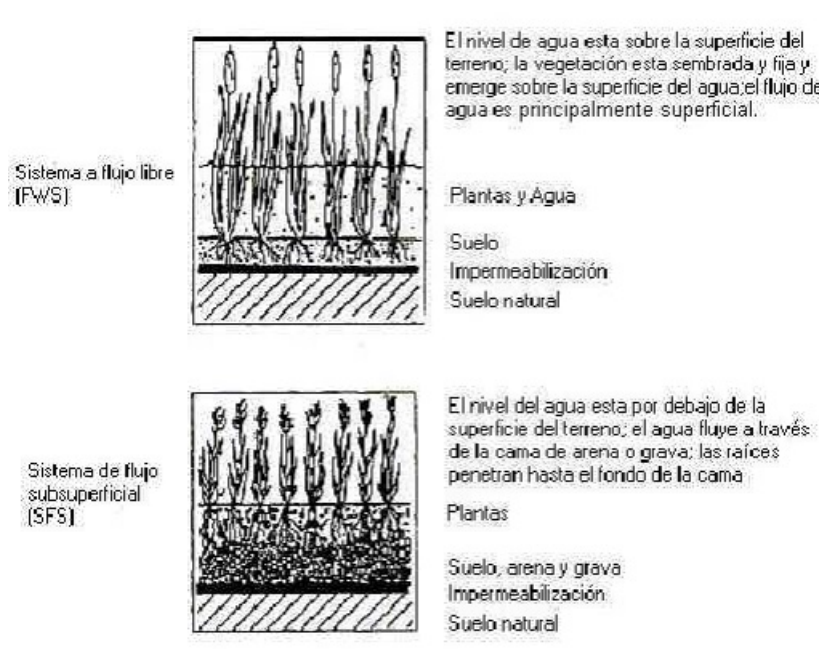


Figura 6.5:

Tipos de humedales construidos, típicamente usados para tratamiento de aguas residuales. (Borrero and Andrés, 1999)

particular patos y otras aves acuáticas. El tiempo hidráulico de retención (HRT) en cada una de estas zonas de superficie del agua expuesta debe limitarse a aproximadamente tres días para prevenir la re-emergencia de las algas. Estos sistemas siempre deben iniciarse y terminar con zonas someras de vegetación emergente para asegurar la retención y el tratamiento de material particulado y para minimizar la toxicidad a la vida silvestre en las zonas de agua expuestas. Los humedales FLS requieren un área relativamente extensa, especialmente si se requiere la remoción del nitrógeno o el fósforo. El tratamiento es efectivo y requiere muy poco en cuanto a equipos mecánicos, electricidad o la atención de operadores adiestrados. Los sistemas de humedales pueden ser los más favorables desde el punto de vista económico cuando el terreno está disponible a un costo razonable. Los requerimientos de terreno y los costos tienden a favorecer la aplicación de la tecnología de humedales FLS en áreas rurales, (García Botero and Rodríguez Susa, 2005).

Los sistemas de humedales FLS remueven en forma confiable la DBO, la demanda química de oxígeno (DQO) y los SST. También pueden producir bajas concentraciones de nitrógeno y fósforo con tiempos de retención suficientemente largos. Los metales son también removidos eficazmente y se puede esperar también una reducción de un orden de magnitud en coliformes fecales. Además de las aguas residuales domésticas, los sistemas de FLS son usados para tratamiento del drenaje de minas, escorrentía pluvial urbana, desbordes de drenajes combinados, escorrentía agrícola, desechos ganaderos y avícolas y lixiviados de rellenos sanitarios, y para efectos de mitigación, (García Botero and Rodríguez Susa, 2005). Debido a que el agua está expuesta y es accesible a personas y animales, el concepto de recibir agua residual parcialmente tratada puede no ser adecuado en el caso de viviendas individuales, parques, áreas de juego, o instalaciones públicas similares. Para estas aplicaciones un humedal de grava de flujo subsuperficial puede ser una mejor opción, (García Botero and Rodríguez Susa, 2005).

Aunque se tiene otra clasificación de estos humedales como el mencionado por Arias and Brix (2011), en este se clasifican los humedales de acuerdo con las características del material vegetal presentes en el lecho así:

1. Humedales basados en macrófitas de hojas flotantes.
2. Humedales basados en macrófitas sumergidas.
3. Humedales basados en macrófitas emergentes.

De estos el grupo de humedales basados en macrófitas emergentes han demostrado buena capacidad de adaptación y en especial son resistentes a las condiciones ambientales adversas predominantes, cuando se trata de aguas residuales Arias and Brix (2011). Una posible subdivisión que propone Arias and Brix (2011) de estos humedales artificiales es:

1. Sistemas de flujo libre. (**HFS**)
2. Sistemas con flujo horizontal subsuperficial. (**HFSS**)
3. Sistemas con flujo vertical. (**HFV**)
4. Sistemas híbridos. (**SH**)

De acuerdo a [Arias and Brix \(2011\)](#), los diferentes procesos que contribuyen a la depuración de aguas residuales en los diferentes humedales, con sus principales características se encuentra en la siguiente tabla (tabla 6.4), donde SPA: sistemas de plantas acuáticos, HFS: humedales de flujo superficial, HFSS: humedales de flujo sub-superficial, HFV: humedales con flujo vertical.

| Contaminante | SPA | HFS | HFSS | HFV |
|-------------------------------|---|--|---|--|
| Materia Orgánica. | Conversión biológica por intervención de las bacterias aerobias, facultativas y anaerobias adheridas a las superficies de las plantas y los detritos. | Reducción de la DBO soluble por conversión biológica por efecto de bacterias aerobias, facultativas y anaerobias que crecen en la superficie de las plantas sobre los detritos. La DBO se elimina por absorción, por filtración y por sedimentación. | Reducción por conversión biológica por intervención de bacterias facultativas y anaerobias adheridas a las superficies de las plantas y los detritos del medio del relleno del humedal. | Reducción por conversión biológica por medio de bacterias facultativas y anaerobias adheridas a las superficies de las plantas y detritos. |
| Materia en suspensión. | Sedimentación. | Filtración y sedimentación. | Filtración y sedimentación. | Filtración. |

Continúa en la siguiente en la página.

| Contaminante | SPA | HFS | HFSS | HFV |
|---|--|---|---|---|
| Nitrógeno. | Procesos de nitrificación/desnitrificación. | Procesos de nitrificación/desnitrificación, asimilación por las plantas y volatilización. | Procesos de nitrificación/desnitrificación, asimilación por las plantas y volatilización. | Procesos de nitrificación/desnitrificación, asimilación por las plantas y volatilización. |
| Fosforo. | Reducción por precipitación y por asimilación por plantas y microorganismos. | Reducción por sedimentación y por asimilación por plantas y microorganismos. | Por filtración, sedimentación, adsorción, por plantas y microorganismos. | Filtración, sedimentación, absorción y asimilación por plantas. |
| Metales pesados. | Sedimentación, por absorción. | Absorción a las plantas, superficie de detritos y por sedimentación. | Absorción a las raíces de las plantas y los detritos por sedimentación. | Absorción a las raíces de las plantas, sedimentación y filtración. |
| Trazas de contaminantes orgánicos. | Volatilización, absorción y biodegradación. | Volatilización, absorción y biodegradación. | Absorción y biodegradación. | Volatilización, absorción y biodegradación. |

Continúa en la siguiente en la página.

| Contaminante | SPA | HFS | HFSS | HFV |
|-------------------|--|---|---|--|
| Patógenos. | Muerte natural, radiación UV, depredación por otros microorganismos. | Muerte natural, depredación, radiación UV, sedimentación, secreción de antibióticos de las raíces de las plantas. | Muerte natural, depredación, sedimentación, secreción de antibióticos de las raíces de las plantas. | Muerte natural, depredación, secreción de antibióticos de las raíces de las plantas. |

Cuadro 6.4: Procesos que contribuyen a la depuración de aguas residuales en los diferentes humedales, con sus principales características.

Los humedales artificiales están constituidos básicamente por tres elementos: plantas acuáticas, sustrato y microorganismos, los cuales se describen en los siguientes puntos:

- 1. Plantas acuáticas o semiacuáticas.** Las especies de plantas que se introducen para crear un humedal dependen del tipo de humedal que se desea establecer. En este sentido, el clima, salinidad, profundidad y régimen de uso son los factores que van a definir las especies que serán introducidas. Dentro de estas especies las más utilizadas en los humedales artificiales son las plantas macrófitas emergentes, sub-emergentes y flotantes, ya que son capaces de soportar variaciones en el nivel de agua y, además, poseen la cualidad de poder reproducirse en condiciones con bajos niveles de oxígeno disuelto, ([Otálora Rodríguez, 2014](#)). La función de mayor importancia de las macrófitas en relación con el proceso de tratamiento de las aguas residuales es el efecto físico que ellas producen. Las macrófitas estabilizan la superficie del lecho, proporcionando buenas condiciones para la filtración, la transferencia de oxígeno a través de las raíces y rizomas, absorción de nutrientes y eliminan contaminantes por asimilación directa en sus tejidos, ([Otálora Rodríguez, 2014](#)). En la literatura se mencionan nombres científicos

de plantas acuáticas utilizadas en humedales artificiales. Entre ellas se encuentran las siguientes: *Phragmites australis*, *Juncu spp*, *Scripus spp*, *Typha angustifolia L.* *Typha Latifolia L.* y *Iris Pseudacorus L.*, (Otálora Rodríguez, 2014). En la siguiente figura (figura 6.6), se observa algunas plantas características de los humedales artificiales, entre estas se encuentran la *Typha*, el lirio amarillo *Iris Pseudacorus L.* y algunas plantas del genero *Heliconia*.

- 2. Medios de soporte.** En los humedales el sustrato está formado por el suelo: arena, grava, roca, sedimentos y restos de vegetación que se acumulan en el humedal debido al crecimiento biológico. El sustrato, sedimentos y los restos de vegetación en los humedales artificiales son importantes por varias razones: soportan a muchos de los organismos vivientes en el humedal, la permeabilidad del sustrato afecta el movimiento del agua a través del humedal, muchas transformaciones químicas y biológicas (sobre todo microbianas) tienen lugar dentro del sustrato, proporciona almacenamiento para muchos contaminantes, la acumulación de restos de vegetación aumenta la cantidad de materia orgánica en el humedal, la materia orgánica da lugar al intercambio de materia, fijación de microorganismos y es una fuente de carbono que es a la vez, la fuente de energía para algunas de las más importantes reacciones biológicas en el humedal, (Otálora Rodríguez, 2014).

La principal característica del medio es que debe tener la permeabilidad suficiente para permitir el paso del agua a través de él. Esto obliga a utilizar suelos de tipo granular, principalmente grava seleccionada con un diámetro de 5 mm aproximadamente y con pocos finos. El tamaño del medio granular afecta directamente el flujo hidráulico del humedal y por ende el caudal de agua a tratar. Si el lecho granular está constituido por elevadas cantidades de arcilla y limo se consigue una mayor capacidad de absorción y una mejor filtración, ya que la adsorción es alta y el diámetro de los orificios es pequeño. Este medio presenta una elevada resistencia hidráulica y requiere velocidades de flujo muy bajas limitando el caudal a tratar. Si el lecho granular está formado por gravas y arenas, disminuye la capacidad de adsorción y el poder filtrador del medio, pero aumenta la conductividad hidráulica. De forma indirecta el medio granular contribuye a la eliminación de contaminan-

(a) *Typha*(b) Flor de la *Typha*(c) Plantas del Genero *Heliconia*(d) Lirio amarillo *Iris Pseudacorus* L.

Figura 6.6: Especies de plantas que se usan en los humedales artificiales, (Borrero and Andrés, 1999) (a y b), autoría propia (c y d).

tes porque sirve de soporte de crecimiento de las plantas y colonias de microorganismos que llevan a cabo la actividad biodegradadora, (Otálora Rodríguez, 2014).

3. **Microorganismos.** Muchas transformaciones de los nutrientes y del carbono orgánico en humedales son debidas al metabolismo microbiano y están directamente relacionadas con el crecimiento de los microorganismos. Éstos incluyen principalmente bacterias, hongos y protozoarios, (Otálora Rodríguez, 2014). Los microorganismos utilizan los nutrientes y el carbono tanto como fuente de energía como para la formación de nueva biomasa microbiana. La mayoría de los procesos son llevados a cabo por bacterias heterótrofas y autótrofas. La degradación aerobia de materia orgánica alcanza mayor energía por unidad de masa de donador de electrones que la nitrificación o cualquier otra degradación orgánica, (Otálora Rodríguez, 2014).
4. **Biopelícula.** Las biopelículas son conglomerados de grupos complejos de microorganismos donde predominan las bacterias heterótrofas, impartiendo al conjunto adhesión gracias a la producción de polímeros extracelulares, principalmente polisacáridos. Las biopelículas están siempre presentes en superficies expuestas al contacto con el agua como ríos, lagos, mar, sistemas de aguas subterráneas, membranas en los sistemas digestivos de animales, sistemas de distribución de agua, canales de aguas residuales, etc. Las biopelículas se relacionan particularmente con sistemas acuáticos con altos contenidos de nutrientes, especialmente en aguas residuales, (Otálora Rodríguez, 2014). Una de las principales características de las biopelículas es su heterogeneidad, lo que las hace organizaciones únicas que pueden estar conformadas por bacterias, hongos y protozoos. Los microorganismos al ser variados dentro de esta organización presentan diferentes microambientes de pH, tensión de oxígeno, concentración de iones, carbono y nitrógeno, (Otálora Rodríguez, 2014).
5. **Propiedades físicas de la biopelícula.** El color de la biopelícula en las etapas iniciales de desarrollo es generalmente gris o gris amarillado y filamentoso, mientras que en etapas posteriores es amarillado o rojizo amarillado, gelatinoso y menos filamentoso. La biomasa de color gris es indicativo de biomasa que preferentemente remueve materia orgánica carbonosa mientras que la amarillada rojiza es característica

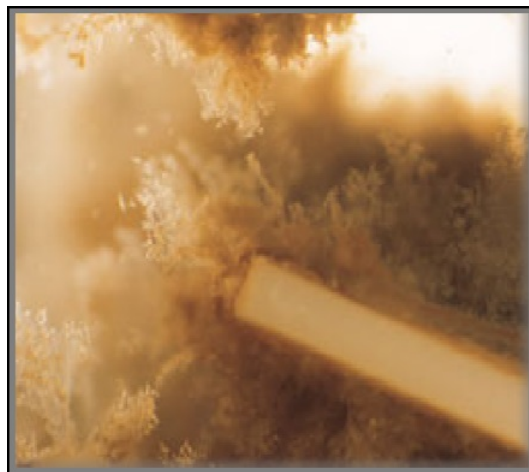


Figura 6.7:
Formación de biopelículas en un humedal artificial.([Otálora Rodríguez, 2014](#))

de la predominancia de microorganismos nitrificantes. La densidad de la biopelícula seca es una variable que se utiliza para correlacionarla con la difusividad relativa, fenómeno importante para la vida útil de la misma. La bibliografía cita densidades desde $8,14 \text{ mg/cm}^3$ a 200 mg/cm^3 . En los procesos de biopelícula los microorganismos producidos por la oxidación de la materia orgánica se van adhiriendo inicialmente a las paredes del medio de soporte y posteriormente se forman varias capas biológicas sobrepuestas. Esto ocasiona que los microorganismos de la última capa (la exterior) tengan mayor contacto con el alimento y con el oxígeno del aire; en cambio, la capa adherida a la superficie de soporte (la interior) cada vez tiene menos contacto con el sustrato y el oxígeno, por lo que en esta zona se dificulta la alimentación y respiración; hasta que muere y se desprende del medio de soporte, ([Otálora Rodríguez, 2014](#)).

6.2.5. Estequiometría, Energía y Cinética Bacteriana.

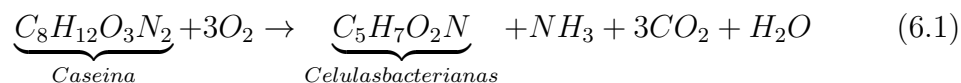
El *balance de materia* es, probablemente, el concepto más importante en el diseño de sistemas de tratamientos biológicos. Para una cantidad dada de

residuo, el balance de materia se usa para determinar la cantidad de productos químicos que hay que suministrar para satisfacer las necesidades de energía, nutrientes y entorno de los microorganismos, ahora esto para un reactor, pero cuando se tiene un sistema complejo de reactores sea en serie o en paralelo, o aun mas complejo, un humedal, el cual es un reactor que funciona de manera simultanea con microorganismos y plantas. En este caso los requerimientos energéticos, nutricionales y de entorno son mucho mas complejos, puesto que cada organismos es diferente y por tal las reacciones energéticas. Además de ello, es posible estimar las cantidades de productos finales generados, los cuales en este caso se espera es una remoción de contaminantes, como es considerado por el grupo de diseño. Ejemplos de productos químicos son el oxígeno, como aceptor de electrones, nitrógeno y fósforo, como nutrientes para el crecimiento de la biomasa y cal o ácido sulfúrico para mantener el pH en el intervalo deseado. Ejemplos de productos finales, tal como lo menciona ([Rittmann and McCarty, 1997](#)) son el exceso de microorganismos (lodos), que constituye un costoso problema de eliminación, y el metano proveniente de sistemas anaerobios, que puede ser una fuente útil de energía.

Las ecuaciones químicas equilibradas se basan en el concepto de *estequiometría*, que es una parte de la química que se ocupa de las relaciones molares entre reactantes y productos de las reacciones químicas. Pero deviene el gran problema en reacciones controladas y en condiciones de laboratorio, se puede conocer la proporción de consumo de reactivos para la generación de productos, pero en sistemas dinámicos como es el caso de humedales artificiales, balsas o pantanos, el establecimiento de estas reacciones químicas se vuelven en un sistema demasiado complejo. En primer lugar, las reacciones microbianas suponen, a menudo, la oxidación y reducción de mas de una especie. En segundo lugar, los microorganismos tienen dos funciones; uno como catalizadores de la reacción y otro como productos de la misma. En tercer lugar, los microorganismos llevan a cabo muchas reacciones a fin de capturar parte de la energía liberada en la síntesis de células y para mantener la actividad celular. Por esta razón, es preciso tener en cuenta las reacciones energéticas, así como su equilibrio para elementos, electrones y carga.

Ahora una de las primeras ecuaciones equilibradas para la oxidación biológica de un agua residual, fue presentada en 1956, tal como describe [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), esto para un agua residual que contenía ca-

seína (ver ecuación 8.1):



En este caso, se supone que la reacción se lleva por completo y que las células bacterianas se pueden expresar a partir de la relación de carbono-hidrógeno-nitrógeno-oxígeno. El termino a la izquierda de la ecuación (6.1), corresponde a la caseína y los términos a la derecha o productos corresponden a las “células bacterianas”³. En esta ecuación se puede observar que parte del carbono de la caseína se oxida a CO_2 . Por eso la caseína en este caso es el sustrato que dona electrones. El resto de la caseína se incorpora a la biomasa recién sintetizada, ya que esta también es la fuente de carbono, (Rittmann and McCarty, 1997).

La formula empírica expuesta anteriormente para células $C_5H_7O_2N$, fueron una de las primeras que se utilizaron en el equilibrio de las reacciones biológicas, es así como señala (Rittmann and McCarty, 1997). Sin embargo, la proporción relativa de elementos presentes realmente en la célula depende de las características de los microorganismos⁴, de los sustratos empleados⁵ para obtener energía y de la disponibilidad de otros nutrientes precisos para el crecimiento microbiano. Algo que es demasiado relevante no solo en el tratamiento de aguas residuales, sino en el diseño de reactores y humedales artificiales o inclusive balsas, es la cantidad de nutrientes matriz o bioelementos, los cuales son los elementos que forman parte del sistema de los

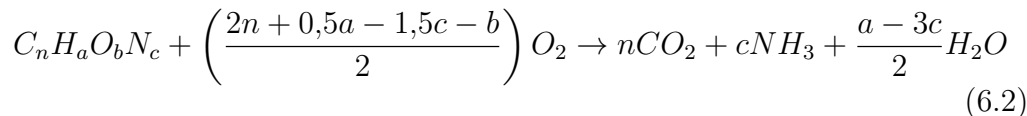
³La ecuación indica que por cada 184 g de caseína consumidos por los microorganismos, hay que suministrar 96 g de oxígeno a la reacción, para que progrese de manera adecuada y en consecuencia se producen 113 g de células microbianas nuevas, 17 g de Amoniaco, 132 g de dióxido de carbono y 18 g de agua.

⁴pueden ser cultivos mixtos o cultivos puros. En el caso de los ecosistemas se encuentran microorganismos heterótrofos y Autótrofos, los cuales las vías de nutrición son totalmente diferentes.

⁵Los sustratos pueden ser proteínas, mismos microorganismos, carbohidratos o sustratos de mayor complejidad, como aguas residuales domesticas o industriales, matrices de suelos o aguas sintéticas.

microorganismos y las plantas, para su crecimiento, son los que incorporan en el sistema y los que remueven del agua; si estos microorganismos tienden a crecer en un entorno deficiente en nitrógeno, estos tienden a producir más materia orgánica o hidratos de carbono, algo que no es deseado, puesto que en vez de disminuir la cantidad de materia orgánica reflejada en la DQO o DBO, esta tiene aumentar en el agua y por tal el sistema tiene a ser totalmente deficiente.

Una forma extremadamente importante de comparar fórmulas empíricas de células la aporta la relación del oxígeno requerido para oxidar totalmente al carbono celular por unidad de peso de la célula. Este requerimiento de oxígeno, tal como lo describe (Rittmann and McCarty, 1997), es conocido como “*COD**” o demanda de oxígeno calculada, la cual resulta igual a la demanda química de oxígeno (DQO), (Li et al., 2013). La “*COD**”, puede calcularse a partir de la fórmula empírica como sigue, (Rittmann and McCarty, 1997):



Y (Rittmann and McCarty, 1997),

$$COD'/Peso = \frac{(2n + 0,5a - 1,5c - b)16}{12n + a + 16b - 14c} \quad (6.3)$$

Donde:

$$n = \%C/12T, a = \%H/T, b = \%O/16T, y c = \%N/14T \quad (6.4)$$

Y:

$$T = \%C/12 + \%H + \%O/16 + \%N/14 \quad (6.5)$$

Luego como afirma, [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), si se conoce la distribución de masa de los cuatro elementos orgánicos en el cultivo biológico, entonces la formula empírica de las células puede establecerse rápidamente calculándose la “*COD**” a partir de ella.

Ahora como se ha visto la estequiometría, es un proceso fundamental y global, además de complejo, puesto que no se tiene gran certeza de como sucede la transformación del reactivo al producto, debido a la cantidad de reacciones que se tiene en conjunto, aun así una buena aproximación es dada a partir del conjunto de ecuaciones anteriores. Cuando los microorganismos utilizan un sustrato donante de electrones para síntesis, una porción de sus electrones, que en este caso vamos a denominar como (f_e°) , se transfiere inicialmente al aceptor de electrones para suministrar energía para la conversión de la otra porción de electrones (f_s°) en células microbianas. La suma correspondiente de (f_e°) y (f_s°) es 1, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)). Las células dentro de los diferentes sistemas se destruyen por mantenimiento o depredación, tal que parte de los electrones en (f_x°) se transfieren al aceptor para generar más energía y otra parte se convierte en residuo orgánico celular inactivo.

Las proporciones convertidas inicialmente en células, (f_s°) , y las utilizadas para generar energía, (f_e°) , constituyen el marco de reparto del sustrato entre generación de energía y síntesis. Una faceta muy importante del marco de reparto es que se realiza en base a equivalente de electrones (e^-eq). Debido a que el flujo de electrones genera la energía celular, es esencial que el reparto sea expresado en equivalentes de electrones, en la siguiente figura (ver figura 6.8) se muestra la utilización de donantes de electrones para producir energía y síntesis.

La fracción (f_s°) , como describe [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), puede ser convertida a unidades de masa, tales como g (gramos) de célula producida por cada “*COD**” consumida. Cuando se expresan en unidades de masa ,

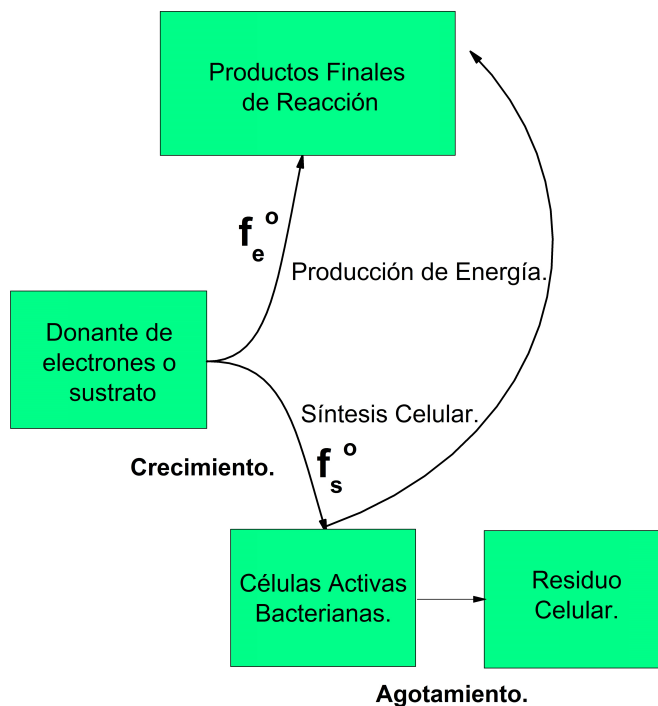


Figura 6.8:
utilización de donantes de electrones para producir energía y síntesis.

se denomina rendimiento real y se va a expresar con el símbolo Y , tal que la conversión va estar dado por la siguiente relación, como señala [Rittmann and McCarty \(1997\)](#):

$$Y = f_s^o \frac{(M_c \text{ g células/mol células})}{(n_e^- \text{ eq/mol células})(8 \text{ g COD/e}^- \text{ eq donante})} \quad (6.6)$$

En la que M_c es el peso de la formula empírica de las células, n_e en el número de equivalentes de electrón en un mol empírico de células y la masa del donante se expresa como COD. Cuando las células se representan por $C_5H_7O_2N$

y el amonio es la fuente de nitrógeno, entonces como describe (Rittmann and McCarty, 1997), $M_c = 113g \text{ celulas/mol}$ y $n_e = 20e^-eq/mol \text{ celulas}$. Entonces la conversión es $Y = 0,706f_s^\circ$, con Y en unidades de $g \text{ celulas/g COD}$. Los números usados en la conversión cambian si la formula de la célula difiere, o si las células utilizan fuentes de nitrógeno diferentes, como fuentes oxidadas (NO_3^-), (Rittmann and McCarty, 1997).

Matemáticamente, tal como describen Mei et al. (2014), Sasikala et al. (2009) y Rittmann and McCarty (1997), la velocidad de crecimiento de células microbianas se expresa frecuentemente como (ecuación 6.7):

$$\frac{dX_a}{dt} = Y \frac{-dS}{dt} - bX_a \quad (6.7)$$

Donde dX_a/dt , representa la relación de crecimiento neta de organismos activos (X_a), $\frac{-dS}{dt}$ representa la velocidad de desaparición del sustrato, b es la relación de agotamiento del organismo e Y es el rendimiento real del microorganismo. De acuerdo a Rittmann and McCarty (1997), la velocidad de crecimiento neta es igual a la diferencia entre el crecimiento a partir del consumo de sustrato y el agotamiento debido a la respiración endógena o la depredación. El rendimiento neto (Y_n), puede hallarse a partir de la ecuación 6.7, dividiendo por la velocidad de utilización del sustrato:

$$Y_n = \frac{\frac{dX_a}{dt}}{\frac{-dS}{dt}} = Y - b \frac{X_a}{\frac{-dS}{dt}} \quad (6.8)$$

Observe, que el rendimiento neto es inferior a Y , debido a que algunos de los electrones originalmente presentes en el sustrato tienen que ser consumidos para obtener energía o para mantenimiento. Al considerar el rendimiento neto, la porción de electrones utilizada para síntesis es (f_s), en lugar de (f_s°) y la porción de generación de energía es (f_e) en lugar de (f_e°). A pesar de todo

la suma de (f_s) y (f_e) es 1 y $(f_s) < (f_s^\circ)$, mientras que $(f_e) > (f_e^\circ)$.

De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#) y [Mei et al. \(2014\)](#), la ecuación (6.8) indica que esta porción destruida llega a ser mayor cuando la velocidad de agotamiento o la concentración de microorganismos aumenta, o cuando la velocidad de consumo del sustrato disminuye. Cuando la proporción de utilización del sustrato por unidad de masa de la célula es suficientemente bajo, el lado derecho de la ecuación (6.8), puede llegar a cero, lo que quiere decir que el rendimiento neto de células Y_n es también igual a cero. La cantidad de utilización del sustrato es justo suficiente para mantener las células, no habiendo crecimiento de células activas. En estas condiciones:

$$Y_n = 0 \quad \frac{-dS}{X_a} = \frac{b}{Y} = m \quad (6.9)$$

En este caso, la cantidad de sustrato utilizada por unidad de masa de organismos se conoce como energía de mantenimiento, inclusive de la ecuación (6.9), se puede deducir que m es proporcional a b e inversamente proporcional a Y . Cuando la cantidad de sustrato utilizado es menor que m , el sustrato disponible es insuficiente para satisfacer las necesidades metabólicas de los microorganismos. Ello supone una forma de muerte por inanición.

Los microorganismos al igual que las plantas obtienen su energía para crecimiento y mantenimiento por medio de reacciones de oxidación-reducción. Incluso los organismos, como las plantas que utilizan la energía de la radiación electromagnética o de la luz solar, utilizan reacciones de oxidación-reducción para convertir la energía de la luz en ATP y NADH.

Las reacciones de oxidación-reducción siempre suponen un aceptor y un donante de electrones. Generalmente, se considera al donante de electrones como el sustrato alimenticio de los organismos. La materia orgánica es el donante de electrones más común a todos los organismos no fotosintéticos, con excepción de los procariotas. Los procariotas quimiolitótrofos, sin embargo utilizan compuestos inorgánicos reducidos, tales como el amonio y los

sulfuros como donantes de electrones para la energía del metabolismo. Por ello, los procariotas son excepcionalmente versátiles. El aceptor común de electrones en condiciones aerobias es el oxígeno diatómico o molecular (O_2). Sin embargo en condiciones anaerobias, algunos procariotas pueden utilizar otros aceptores de electrones para energía de metabolismo, incluyendo nitratos, sulfatos y hasta dióxido de carbono. También se puede utilizar la materia orgánica como aceptora y donante de electrones, en este caso se conoce como fermentación.

En este mismo ámbito, tal y como menciona [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), evidentemente, los microorganismos prefieren obtener mayor cantidad de energía de reacción; por consiguiente, utilizarán preferentemente el oxígeno como aceptor de electrones. Aunque no todos los microorganismos pueden utilizar oxígeno como aceptor de electrones y estos microorganismos anaerobios no son capaces de competir con los aerobios cuando el oxígeno se encuentra disponible. Por otra parte, en ausencia de oxígeno, los microorganismos anaerobios puede dominar. De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), el orden de preferencia de aceptores de electrones basado solo en consideraciones energéticas son: oxígeno, nitrato, sulfato, dióxido de carbono (metanogénesis) y, finalmente, fermentación. Algunos microorganismos son capaces de utilizar varios aceptores de electrones, como la *E. Coli*.

Las energías de reacción, tal y como sugiere [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), para los organismos aerobios necesitan enviar relativamente pocos electrones a sus donantes al oxígeno para generar la energía requerida para sintetizar una cantidad dada de biomasa. En los términos del esquema de reparto, f_e° es pequeño y f_s° es grande. Dado que Y y f_s° son proporcionales, los microorganismos aerobios deberían tener un rendimiento neto mucho mas elevado que los microorganismos anaerobios.

El crecimiento bacteriano supone dos reacciones básicas, una para producir energía y otra para sintetizar células. El donante de electrones suministra los electrones al aceptor de electrones para producir energía. Ahora la idea es establecer información de cómo se reparten los electrones del donante. Antes de ello, es preciso disponer de semirreacciones para la síntesis, R_c , en la tabla siguiente (tabla 6.5) se exponen las semirreacciones clave de síntesis, [Rittmann and McCarty \(1997\)](#):

| Número de Reacción | Semirreacción | ΔG^0 |
|---|--|--------------|
| Ecuaciones de síntesis (R_c) | | |
| Amonio como fuente de Nitrógeno (C-1) | $1/5CO_2 + 1/20HCO_3^- + 1/20NH_4^+ + H^+ + e^- \rightarrow 1/20C_5H_7O_2N + 9/20H_2O$ | |
| Nitrato como fuente de Nitrógeno (C-2) | $1/28NO_3^- + 5/28CO_2 + 29/28H^+ + e^- \rightarrow 1/28C_5H_7O_2N + 11/28H_2O$ | |
| Nitrito como fuente de Nitrógeno (C-3) | $1/26NO_2 + 5/26CO_2 + 27/26H^+ + e^- \rightarrow 1/26C_5H_7O_2N + 10/26H_2O$ | |
| Nitrógeno elemental como fuente de Nitrógeno (C-4) | $1/46N_2 + 5/23CO_2 + H^+ + e^- \rightarrow 1/23C_5H_7O_2N + 8/23H_2O$ | |
| Ecuaciones de aceptores de electrón (R_a) | | |
| Oxígeno | $1/4O_2 + H^+ + e^- \rightarrow 1/2H_2O$ | -78.72 |
| Nitrato | $1/5NO_3^- + 6/5H^+ + e^- \rightarrow 1/10N_2 + 3/5H_2O$ | -72.20 |
| Sulfato | $1/8SO_4^{2-} + 19/16H^+ + e^- \rightarrow 1/16H_2S + 1/16HS^- + 1/2H_2O$ | 20.85 |
| CO_2 | $1/8CO_2 + H^+ + e^- \rightarrow 1/8CH_4 + 1/4H_2O$ | 23.53 |
| Hierro (III) | $Fe^{3+} + e^- \rightarrow Fe^{2+}$ | -74.27 |

Cuadro 6.5: Formación de células (R_c) y semirreacciones comunes de aceptores de electrones (R_a), [Rittmann and McCarty \(1997\)](#).

De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), [Sasikala et al. \(2009\)](#) y [Arias and Brix \(2011\)](#), el amonio es la fuente de nitrógeno preferida por los microorganismos y las plantas. Sino esta disponible los microorganismos pueden utilizar otras fuentes de nitrógeno, relacionadas en la tabla, que ademas contiene las semirreacciones de aceptores (R_a) de los cinco más corrientes: O_2 , NO_3^- , Fe^{3+} , SO_4^{2-} y CO_2 .

Hasta el momento se ha tratado las fuentes de energía que utilizan los microorganismos y las plantas y especialmente la estequiometría de algunas reacciones que utilizan estos organismos para poder oxidar y/o reducir los compuestos químicos, que en este caso se encuentran en el agua y así como propósito disminuir su concentración en el agua. Pero dependiendo del organismo y la vía o el sustrato que utilice el microorganismo y la planta existe un rendimiento. El rendimiento microbiano obtenido de la utilización del sustrato como considera [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), tiene lugar en dos pasos. En el primero, la reacción de energía crea portadores de alta energía, tales como ATP. En el segundo, los portadores de energía se reparten entre la síntesis de células o su mantenimiento. Como con todas las reacciones, una cierta cantidad de energía libre termodinámica se pierde en cada transferencia. Ahora al combinar los tres aspectos, se estará en posición de estimar (f_s°) y el rendimiento real (Y) sobre la base de los principios termodinámicos. Para determinar el rendimiento real según la ecuación (6.7), se iguala a cero la energía para mantenimiento, para que toda la energía se utilice en la síntesis de las células.

Primero se especificará que la energía requerida para sintetizar un equivalente de células a partir de una fuente dada de carbono es ΔG_s , cuando la fuente de nitrógeno es el amonio. Se debe determinar primero el cambio de energía que resulta de la conversión de la fuente de carbono en intermedios orgánicos corrientes que emplean las células para sintetizar sus macromoléculas. En el caso de bacterias heterótrofas, la fuente de carbono es casi siempre el donante de electrones. Así el valor de ΔG_c^0 , se puede determinar a partir de tablas. En reacciones autótrofas, se utiliza carbono inorgánico como fuente de carbono. Se requiere una energía considerable para reducir carbono inorgánico a piruvato por ejemplo. En fotosíntesis, el hidrógeno o los electrones para reducir dióxido de carbono y formar materia orgánica celular proviene del agua, [Rittmann and McCarty \(1997\)](#).

Como cualquier proceso químico no es perfecto, existe una pérdida de energía. Esta pérdida se considera incluyendo el termino ϵ , para el rendimiento de la transferencia de energía. En definitiva, el requerimiento de energía para la síntesis celular se convierte en, [Rittmann and McCarty \(1997\)](#):

$$\Delta G_s = \frac{\Delta G_s}{\epsilon^n} + \frac{\Delta G_{pc}}{\epsilon} \quad (6.10)$$

Hay que notar que se emplea el exponente, n , en el rendimiento de transferencia de energía para convertir el carbono en piruvato. El n sirve para tener en cuenta el hecho de que ΔG_{pc} en el caso de muchos donantes de electrones, como la glucosa, es negativo, lo que quiere decir que se obtiene energía de su conversión a piruvato. Parte de esta energía se pierde y en tales casos, n es igual a -1 . En otros casos como con acetato, ΔG_{pc} es positivo, lo que quiere decir que se requiere energía para su conversión a piruvato. En este caso, se requiere mas energía que la cantidad termodinámica, por lo que $n = +1$.

6.2.5.1. Cinética Microbiana.

En los apartados anteriores se ponen de manifiesto que los microorganismos impulsan sus vidas efectuando reacciones de oxidación y reducción que generan las energías y potencias reductoras necesarias para su propia construcción y mantenimiento. Debido a que las reacciones REDOX casi siempre son muy lentas si no se catalizan; los microorganismos y plantas producen catalizadores enzimáticos que aumentan las cinéticas de sus reacciones esenciales hasta alcanzar velocidades suficientemente rápidas para conseguir los recursos químicos disponibles en su entorno. Es en estos procesos donde se intenta sacar partido de estas reacciones microbianas catalizadas, puesto que los recursos químicos de los microorganismos son, habitualmente, los contaminantes que los ingenieros tienen que controlar y remover. Por ejemplo la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es un donante de electrones para bacterias heterótrofas, el N (NH_4^+) es un donante de electrones para bacterias nitrificantes, el N(NO_3^-) es un aceptor de electrones para bacterias desnitrificantes y el PO_4^{3-} es un nutriente para todos los organismos, incluyendo plantas.

Como cita [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), como mínimo, un modelo de proceso microbiano debe tener balances de materia de la biomasa activa y el sustrato primario que limita la tasa de crecimiento de la biomasa. En la gran mayoría de los casos, el sustrato limitador es el donante de electrones. De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), la relación mas frecuentemente

usada para representar la cinética de crecimiento bacteriano es la llamada ecuación de *Monod*:

$$\mu_{sin} = \left(\frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt} \right)_{sin} = \hat{\mu} \frac{S}{S + K} \quad (6.11)$$

En la que: μ_{sin} es la tasa de crecimiento específico debido a la síntesis (T^{-1}), X_a es la concentración de la biomasa activa (ML^{-3}), t es el tiempo (T), $\hat{\mu}$ es la máxima tasa de crecimiento específico (T^{-1}), S es la concentración del sustrato limitador del crecimiento (ML^{-3}) y K es la concentración mitad de máximo crecimiento (ML^{-3}).

Esta ecuación es una representación matemática adecuada para una transición suave desde una relación de primer orden (en S) a baja concentración a una relación de orden cero (en S) a alta concentración. La ecuación de *Monod* a veces se le denomina función de saturación, debido a que la tasa de crecimiento se satura a valores grandes de S.

Ahora los crecimientos de bacterias, de acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), demandan una energía para mantenimiento, para funciones celulares, motilidad, reparación, síntesis repetida, regulación osmótica, transporte y pérdida de calor. Generalmente los ingenieros de medio ambiente designan habitualmente al flujo requerido de energía y electrones como agotamiento endógeno. En otras palabras, las células se oxidan ellas mismas para satisfacer las necesidades de energía de mantenimiento. La tasa de agotamiento endógeno es:

$$\mu_{ago} = \left(\frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt} \right)_{agotamiento} = -b \quad (6.12)$$

En la que, b es el coeficiente de agotamiento endógeno (T^{-1}) y μ_{ago} es la tasa

de crecimiento específico debido a agotamiento (T^{-1}). La ecuación (6.12) establece que la pérdida de biomasa activa es una función de primer orden. Sin embargo, no toda la biomasa activa que se pierde por agotamiento se oxida realmente en la generación de energía para las necesidades de mantenimiento. Aunque la mayoría de la biomasa agotada se oxida, una pequeña fracción se acumula como biomasa inerte. La tasa de oxidación (o verdadera respiración por generación de energía) es, [Rittmann and McCarty \(1997\)](#):

$$\left(\frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt} \right)_{respiracion} = -f_d b \quad (6.13)$$

En la que f_d es la fracción de biomasa activa que es biodegradable. La tasa a la que la biomasa activa se convierte en biomasa inerte es la diferencia entre la tasa de agotamiento total y la de agotamiento por oxidación, expresado de la siguiente manera:

$$-\frac{1}{X_a} \frac{dX_i}{dt} - \left(\frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt} \right)_{inerte} = -(1 - f_d)b \quad (6.14)$$

En la que X_i , es la concentración de biomasa inerte.

En conjunto, la tasa específica neta de crecimiento de biomasa activa (μ) es la suma del crecimiento nuevo (ecuación 6.11) y del agotamiento (ecuación 6.12).

$$\mu = \frac{1}{X_a} \frac{dX_i}{dt} = \mu_{sint} + \mu_{agotamiento} = \hat{\mu} \frac{S}{S + K} - b \quad (6.15)$$

Debido a que el objetivo es la eliminación del sustrato (por ejemplo, DBO) y a que el crecimiento de la biomasa se impulsa por la utilización del sustrato, se prefiere a menudo considerar la tasa de utilización del sustrato como la tasa básica, mientras que el crecimiento de la célula resulta de la utilización del sustrato. Entonces la ecuación de Monod toma la siguiente forma:

$$r_{ut} = -\frac{\hat{q}S}{K+S}X_a \quad (6.16)$$

En la que, r_{ut} es la tasa de utilización del sustrato ($ML^{-3}T^{-1}$), \hat{q} es la máxima tasa de utilización específica del sustrato. Donde, de acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), la tasa de utilización del sustrato y el crecimiento de la biomasa están relacionados por:

$$\hat{\mu} = \hat{q}Y \quad (6.17)$$

Donde Y es el rendimiento real de síntesis de células. En efecto, el rendimiento real es exactamente el mismo Y , que se hacía mención en apartados anteriores. De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), representa la fracción de electrones donantes-aceptores convertidos en electrones de biomasa durante la síntesis de nueva biomasa. La tasa de crecimiento de células resulta:

$$r_{net} = Y \frac{\hat{q}S}{K+S}X_a - bX_a \quad (6.18)$$

En la que r_{net} es la tasa de crecimiento de biomasa activa. Por ello, como

señala, (Rittmann and McCarty, 1997):

$$\mu = r_{net}/X_a = Y \frac{\hat{q}S}{K + S} - b \quad (6.19)$$

Algunos autores, prefieren considerar al mantenimiento celular como derivación de los electrones procedentes del sustrato y la energía de mantenimiento, cuya expresión es:

$$\mu = Y \left(\frac{\hat{q}S}{K + S} - m \right) \quad (6.20)$$

En la que m es la tasa de mantenimiento-utilización del sustrato. En sistemas estacionarios, no existe diferencia de ambos términos.

Para establecer balances de materia, se precisan especificar un volumen de control. Todos los balances de materia, sus soluciones y tendencias importantes pueden obtenerse considerando uno de los sistemas mas simples: un quimiostato de estado estacionario. La figura siguiente (figura 6.9) ilustra las principales características de un quimiostato: es un reactor de mezcla completa con concentraciones uniformes estacionarias de células activas (X_a), Sustrato (S), biomasa inerte (X_i) y cuantos constituyentes se desee considerar. El sustrato incluye compuestos solubles o materia en suspensión que se hidrolizan a compuestos solubles dentro del reactor biológico. El volumen del quimiostato es (V), que recibe un caudal de alimentación constante, (Q), que tiene una concentración de sustrato, (S^0) y presenta un effluente con un caudal (Q), concentraciones de salida de (X_a), (X_i) y (S).

Se debe suministrar balances de materia de biomasa activa y del sustrato limitador (que se supone que es el donante de electrones), puesto que son el catalizador activo y la materia responsable de la acumulación del catalizador

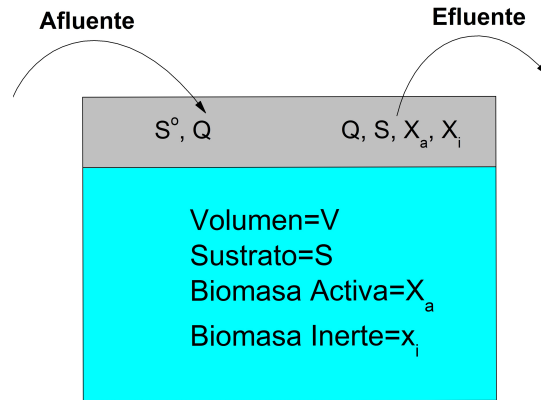


Figura 6.9:
Esquema de un Quimiostato.

respectivamente. El balance en materia de estado estacionario es:

$$\text{Biomasa Activa : } 0 = \mu X_a V - Q X_a \quad (6.21)$$

$$\text{Sustrato : } 0 = r_{ut} V + Q(S^0 - S) \quad (6.22)$$

De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), las ecuaciones (6.16 y 6.20) proporcionan las funciones de μ y r_{ut} , respectivamente. Sustituyendo resulta:

$$0 = Y \frac{\hat{q} S}{K + S} X_a V - b X_a V - Q X_a \quad (6.23)$$

Para biomasa y,

$$0 = -\frac{\hat{q}S}{K+S}X_aV + Q(S^0 - S) \quad (6.24)$$

Para sustrato.

Las ecuaciones anteriores, pueden resolverse para dar valores de estado estacionario S y X_a . Para ello, se debe resolver primero la ecuación (6.23) de equilibrio de biomasa activa para S :

$$S = K \frac{1 + b \left(\frac{V}{Q} \right)}{Y \hat{q} \left(\frac{V}{Q} \right) - \left[1 + b \left(\frac{V}{Q} \right) \right]} \quad (6.25)$$

Una vez conocida S , se resuelve por tanto la ecuación (6.24) de equilibrio del sustrato. Para ello, se agrupa la ecuación (6.23) y se sustituye en la ecuación (6.24), cuyo resultado es:

$$X_a = Y(S^0 - S) \frac{1}{1 + b \left(\frac{V}{Q} \right)} \quad (6.26)$$

Aun así de acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#) la relación $\frac{V}{Q}$, no es la forma más conveniente y por tal puede ser sustituida inmediatamente por la siguiente relación:

$$\theta = \frac{V}{Q} \quad (6.27)$$

Esto es lo que se denomina el tiempo de detención hidráulico.

Debido a que gran parte de la biomasa que se sintetiza es refractaria a autooxidación, la respiración endógena conduce a la acumulación de biomasa activa. Además de eso, los afluentes reales contienen a menudo sólidos volátiles en suspensión refractarios que no pueden diferenciarse fácilmente de la biomasa inactiva. Por eso se tiene que ampliar el análisis, y así tener en cuenta la biomasa inactiva (y otros sólidos volátiles en suspensión no biodegradables). Un balance de materia de estado estacionario de biomasa inerte es:

$$0 = (1 - f_d)bX_aV + Q(X_i^0 - X_i) \quad (6.28)$$

En el que, X_i es la concentración de biomasa inerte en el quimiostato y X_i^0 es la concentración de entrada de biomasa inerte (o sólidos volátiles en suspensión refractarios no distinguibles). Luego de acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), la suma de X_i y X_a , se designa por X_v y esta es la concentración de sólidos volátiles en suspensión o VSS, tal que si se hace $\theta_x = \theta$, X_v , puede calcularse de la siguiente manera:

$$X_v = X_i^0 + X_a [1 + (1 - f_d)b\theta_x] \quad (6.29)$$

Ahora como explica [Rittmann and McCarty \(1997\)](#) y [Sasikala et al. \(2009\)](#), los organismos a parte de consumir sustratos y producir biomasa nueva, ge-

neran *productos microbianos solubles (SMP)*. Los SMP parece que son componentes celulares que se desprenden durante la lisis celular, se difunden a través de la membrana celular, se pierden durante la síntesis o son excretados por algún motivo. Tienen pesos moleculares moderados y son biodegradables. Los SMP son importantes porque están presentes en todos los casos y forman la mayoría de la COD y DBO del efluente. Los SMP también pueden acomplejar metales, ensuciar membranas y provocar color o espuma.

De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), los SMP ⁶ se pueden subdividir en dos subcategorías. Los UAP (productos asociados a la utilización del sustrato), se producen directamente durante el metabolismo del sustrato. Su cinética de formación puede expresarse mediante:

$$r_{UAP} = -k_1 r_{ut} \quad (6.30)$$

Donde r_{UAP} es la tasa de formación de UAP ($ML^{-3}T^{-1}$) y k_1 es el coeficiente de formación de UAP ($M_p M_s^{-1}$).

La segunda categoría es la BAP (productos asociados a la biomasa). Están formados directamente de la biomasa, probablemente como parte del mantenimiento y agotamiento, pero quizás como resalta, [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), se deba a otras razones. La expresión de formación de los BAP es:

$$r_{BAP} = -k_2 X_a \quad (6.31)$$

Donde r_{BAP} es la tasa de formación de BAP ($ML^{-3}T^{-1}$) y k_2 es el coeficiente de formación de BAP ($M_p M_x^{-1}T^{-1}$).

⁶El detalle de la cinética de biodegradación de los SMP no se encuentra totalmente resuelto y por tal en estas relaciones solo se presenta, las tasas aproximadas de formación de estos compuesto, así como las respectivas tasas de degradación respectivas.

Los SMP: UAP y BAP, tienen cinéticas de degradación suficientemente distintas que pueden describirse mediante diversas expresiones de degradación de Monod, como expresa, [Rittmann and McCarty \(1997\)](#):

$$r_{deg-UAP} = \frac{-\hat{q}_{UAP}UAP}{K_{UAP} + UAP}X_a \quad (6.32)$$

$$r_{deg-BAP} = \frac{-\hat{q}_{BAP}BAP}{K_{BAP} + BAP}X_a \quad (6.33)$$

En las que \hat{q}_{UAP} y \hat{q}_{BAP} son tasas específicas máximas de degradación de los UAP y BAP ($M_p M_x^{-1} T^{-1}$) respectivamente; K_{UAP} y K_{BAP} son las concentraciones mitad de máximo de UAP y BAP ($M_p L^{-3}$) respectivamente en las que UAP y BAP son concentraciones ($M_p L^{-3}$). Hay que observar que sólo la biomasa activa (X_a) degrada los SMP. Los balances de materia de estado estacionario de UAP y BAP son:

$$0 = -k_1 r_{ut} V - \frac{-\hat{q}_{UAP}UAP}{K_{UAP} + UAP}X_a V - QUAP \quad (6.34)$$

$$0 = k_2 X_a V - \frac{-\hat{q}_{BAP}BAP}{K_{BAP} + BAP}X_a V - QBAP \quad (6.35)$$

Luego de las ecuaciones (6.34 y 6.35), despejamos UAP y BAP respectivamente, se tiene que:

$$U_{AP} = -\frac{(-\hat{q}_{UAP}X_a\theta + K_{UAP} + k_1r_{ut}\theta)}{2} + \frac{\sqrt{(-\hat{q}_{UAP}X_a\theta + K_{UAP} + k_1r_{ut}\theta)^2 - 4K_{UAP}k_1r_{ut}\theta}}{2} \quad (6.36)$$

$$B_{AP} = -\frac{[-K_{BAP} + (\hat{q}_{UAP} - k_2)X_a\theta]}{2} + \frac{\sqrt{[-K_{BAP} + (\hat{q}_{UAP} - k_2)X_a\theta]^2 - 4K_{BAP}k_2X_a\theta}}{2} \quad (6.37)$$

[Rittmann and McCarty \(1997\)](#), explica que cuando se trabaja con microorganismos y organismos, el proceso produce bajos costos y es de gran fiabilidad ambiental, aun así se deben suministrar suficientes nutrientes y aceptores de electrones para mantener el crecimiento de la biomasa y la generación de energía. Los nutrientes que son los que constituyen la estructura física de las células, se necesitan en proporción a la producción neta de la biomasa. La biomasa activa y la inerte contiene nutrientes en tanto estén producidos microbiológicamente. El aceptor de electrones se consumen en proporción a la utilización del donante de electrones multiplicada por la suma de flujos de electrones exógenos y endógenos al aceptor terminal. los requerimientos de nutrientes y aceptores de electrones pueden determinarse a partir de las ecuaciones estequiométricas, las cuales se desarrollaron en el apartado anterior. La fracción de rendimiento neto, f_s se emplea para establecer la reacción global que incluye la síntesis y el agotamiento endógeno. De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), otra aproximación obtiene los requerimientos de nutrientes directamente a partir de balance de materia en el reactor. Esta aproximación tiene ventajas cuando son importantes otras materias, a parte de la biomasa y el sustrato. Los SMP son ejemplos claves de estas otras materias importantes. Por lo que se hace referencia a la tasa de consumo de nutrientes:

$$r_n = \gamma_n Y r_{ut} \frac{1 + (1 - f_d) b \theta_x}{1 + b \theta_x} \quad (6.38)$$

Donde r_n es la tasa de consumo de nutriente ($M_n L^{-3} T^{-1}$) y γ_n es la relación de la masa de nutriente a la de VSS de la biomasa ($M_n M_x^{-1}$). El consumo del aceptor como equivalentes de O_2 es la diferencia entre lo que ha entrado y lo que ha salido, expresado de la siguiente manera, [Rittmann and McCarty \(1997\)](#):

$$\frac{\Delta S_a}{\Delta t} = \gamma_a Q [S^0 - S - SMP + 1,42(X_v^0 - X_v)] \quad (6.39)$$

Donde γ_a es la relación estequiométrica de la masa del aceptor y la demanda de oxígeno. El aceptor puede ser suministrado en el flujo afluente, o mediante otros procedimientos, como aireación para suministrar oxígeno ⁷.

6.2.6. Las Balsas y pantanos: Sistemas de Tratamientos Naturales de los Ecosistemas.

La mayoría de los objetivos de tratamiento de aguas residuales, especialmente de aquellos que utilizan lodos activos, microorganismos o plantas, es remover sólidos y contaminantes orgánicos, como compuestos nitrogenados, fosfatos, entre otros. De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), gran parte de estos tratamientos, se puede alcanzar con balsas y pantanos, los cuales sustituyen con su simplicidad y gran volumen la complejidad mecánica del

⁷La cinética microbiana juega un papel muy importante al momento de diseñar humedales artificiales, aunque no se considera en este apartado los efectos remanentes de los organismos, solo se hacen mención, para el conocimiento del lector; en el diseño a parte de considerar los aspectos anteriormente mencionados, se debe considerar, además el aporte de biomasa activa, la hidrólisis de sustratos poliméricos y especiales y además la inhibición debido a sustancias o compuestos tóxicos que pueden disminuir la eficiencia del proceso.

lodo activado o de tratamientos de aguas convencionales. Concretamente, las balsas no utilizan sedimentador de sólidos, reciclado de sólidos, ni purga independiente para control de sólidos. Las balsas y pantanos son corrientes para tratamiento de residuos en comunidades rurales pequeñas y en industrias grandes capaces de dedicar áreas de suelo grandes para la gestión de residuos. Tal y como describe [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), existen dos tipos diferentes de balsas:

1. Balsas aireadas.

2. Balsas de estabilización. La cual a su vez se puede dividir en balsas de estabilización aerobia, anaerobia y facultativa.

Las principales características de las balsas aireadas, tal y como menciona [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), son tiempos de detención largo, debido a que las balsas aireadas no tiene reciclado de lodo, el tiempo de retención de sólidos (SRT), es aproximadamente igual al tiempo de retención del líquido, con lo que las balsas aireadas no tienen la ventaja de $\theta_x/\theta \gg 1$, como el lodo activado. Por consiguiente, SRT típicos de 5 días para la eliminación heterotrófica de DBO, o 25 días para nitrificación, requieren tiempos de retención de líquido del orden de 5 días a 25 días. Otra de las características de las balsas aireadas, son la profundidad escasa y área transversal grande, las profundidades típicas de balsas aireadas, tal y como señala [Rittmann and McCarty \(1997\)](#) van desde 1 hasta 3 metros. Estas profundidades relativamente superficiales maximizan la relación área transversal al volumen del líquido y una última característica de las balsas aireadas y quizás la más importante es la superficie de aireación, aunque la aireación difusa se utiliza algunas veces, la mayoría de las balsas aireadas utilizan aireadores mecánicos de superficie de alta velocidad. Esta elección suele ser lógica en base a la gran superficie presente, bajos costes de capital de aireadores de superficie de alta velocidad y a la flexibilidad en su emplazamiento para mantener un buen mezclado de sólidos.

Aunque todas las balsas aireadas comparten características importantes, sus configuraciones físicas pueden variar ampliamente. De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#) los sistemas pequeños consisten en una balsa única con aireación uniforme y mezclado. Los sistemas mayores, disponen, a menudo, de dos o más unidades en serie, que confieren al sistema un carácter

de flujo en pistón. En tales sistemas en fases, la intensidad de aireación es, a menudo, mayor en la primera unidad y disminuye en las siguientes. El tamaño de la unidad a menudo no es constante, pudiendo reflejar las peculiaridades de la geometría de su emplazamiento. La mayoría de las balsas aireadas son tanques estrechos sobre tierra. Las pendientes laterales son generalmente 1:3 (vertical: horizontal). Los tanques deberán estar revestidos de arcilla o membranas geosintéticas para evitar la infiltración fuera del tanque o al agua subterránea.

De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), un aspecto muy importante de las balsas aireadas es que el efluente contiene concentraciones sustanciales de biomasa inerte, además del sustrato residual y SMP. De esta forma los sólidos en suspensión en el efluente, la DBO y COD, pueden ser sustancialmente elevadas sobre las obtenidas normalmente con lodos activados o procesos convencionales de tratamientos de aguas. La utilización de tiempos de detención muy largos minimiza las repercusiones, debido a la respiración endógena y a la predación oxidan gran parte de la biomasa activa, que reducen parcialmente la repercusión sobre los sólidos en suspensión en el efluente y en la COD y sobre la DBO del efluente.

Los efluentes, de acuerdo a lo descrito anteriormente, provenientes de una balsa, rara vez se pueden descargar directamente sobre el agua, dado que las concentraciones de sólidos en suspensión y de DBO cumplen en pocas oportunidades con el estándar de descarga secundario. Cuando el efluente recibe un tratamiento posterior, este puede ser aceptable para la descarga en un cuerpo de agua. En la mayoría de los casos el efluente de la balsa, debe pasar por un sedimentador, procesos de lodo activo o en tanques sobre tierra largos y estrechos, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

La combinación de área transversal grande y superficie de aireación hace a las balsas muy vulnerables a pérdidas de calor por evaporación y enfriamiento advectivo. En climas fríos, como señala [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), la temperatura puede descender por debajo de los 5°C , lo que ocasiona dos problemas. El primero es que toda la actividad microbiana se reduce cuando la temperatura desciende. La oxidación de DBO y $N - NH_4^+$, se reduce, lo que puede comprometer la calidad del efluente. Además de eso, las bacterias nitrificantes pueden ser eliminadas, ya que sus θ_x^{min} resultan muy grandes a bajas temperaturas. El segundo problema es la formación de hielo, que

puede deteriorar los aparatos de aireación y obstaculizar la transferencia y mezclado del O_2 . Un ejemplo de balsa, es el que se presenta en la siguiente figura (figura 6.10), este es un tipo de balsa de estabilización aplicada al tratamiento de aguas residuales, provenientes del relleno sanitario La Pradera, en el área metropolitana del Valle de Aburrá.



Figura 6.10:
Ejemplos de Balsas de Estabilización y aireación.

Generalmente para evaluar los efectos de la pérdida de calor sobre la temperatura de la balsa se puede emplear la aproximación de un simple balance de calor, (Rittmann and McCarty, 1997). La cantidad de calor que entra en la balsa es proporcional al producto del flujo afluente y su temperatura, $Q^i T^i$. La cantidad de calor que abandona la balsa está contenida en el flujo efluente $Q^e T^e$ y en la transferencia al aire, que se expresa por una tasa de transferencia de calor proporcional a la fuerza que impulsa la diferencia de temperatura, $k_h A_{pv} (T^e - T^a)$, en la que k_h es el coeficiente de tasa de transferencia de calor (m/d), A_{pv} es el área transversal (m^2) y T^a es la temperatura del aire en $^{\circ}C$. Igualando el calor de entrada al de la salida y suponiendo un estado estacionario, se tiene la siguiente expresión, (Rittmann and McCarty,

1997):

$$Q^i T^i = Q^e T^e + k_h A_{pv} (T^e - T^a) \quad (6.40)$$

Modificando la ecuación (numero) y despejando T^e , resulta:

$$T^e = \frac{(k_h \theta / h) T^a + T^i}{(k_h \theta / h) + Q^e / Q^i} \quad (6.41)$$

Donde h = profundidad media de la balsa (m), y $\theta = V/Q^i$ es el tiempo de detención del líquido en días (d). La ecuación (numero), muestra que la temperatura del agua se reduce al descender T^i o T^a , lo mismo que al aumentar la intensidad de aireación k_h , al disminuir la profundidad h , o reducir el caudal Q^i . Cuando las temperaturas son muy bajas durante períodos largos, las profundidades de las balsas aumentan a menudo hasta 6 metros, para reducir la pérdida de calor. En tales casos, se necesitan tubos de aspiración para ampliar la profundidad de mezclado de los aireadores.

Aunque la ecuación (6.41), tal como señala [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), identifica las tendencias correctas, debería utilizarse con precaución debido a dos hipótesis que le son inherentes. La primera es que se basa en el balance de calor en estado estacionario, que no tiene en cuenta la inercia creada por el calor específico del agua. La segunda es que el factor k_h mezcla pérdidas de calor por advección y por evaporación. En particular, la pérdida de calor por evaporación responde directamente a una diferencia de humedad, que solo es aproximadamente representada por la diferencia de temperaturas $T^e - T^a$. Se hace necesario, por tanto más datos meteorológicos, para hacer un presupuesto de calor que separe las pérdidas de calor por advección y evaporación.

6.2.6.1. Balsas de Estabilización.

Las balsas de estabilización de acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), se usan mucho como alternativa de bajo coste en el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales. Son conocidas por diversos nombres que incluyen, balsas de oxidación, balsas de maduración, balsas de residuos y balsas de algas. Su funcionamiento depende de una interesante mezcla ecológica de organismos fototróficos y heterotróficos. Sus principales ventajas son el bajo coste y la sencillez de funcionamiento. No solo son capaces de conseguir una buena reducción de DBO en el agua residual, sino que también puede utilizarse para la eliminación de nitrógeno y fósforo, reducción de metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos y destrucción de patógenos. Sus inconvenientes como señala [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), son que requiere una gran superficie de terreno, funcionan mejor a temperaturas moderadas a lo largo del año y luz del sol para el crecimiento de los organismos fototróficos y generalmente no consiguen una DBO en el efluente tan baja como otros sistemas aerobios de tratamiento, como el lodo activado y filtros percoladores. Con sobrecarga pueden crear olores, por lo que es mejor no situar estos tipos de balsas cerca de centros poblados. Estas balsas, de acuerdo a ([Rittmann and McCarty, 1997](#)), son particularmente útiles en países en desarrollo en los que no se dispone de los recursos para construir y hacer funcionar fiablemente sistemas de tratamiento. Pueden diseñarse para operaciones en serie, en las que la primera balsa elimina la mayoría de DBO y SS, al mismo tiempo que se produce plancton, que es consumido por peces que crecen en las siguientes balsas, con lo que el sistema puede suministrar una fuente de alimentación local.

Las balsas de estabilización se basan en microorganismos fototróficos, que incluyen algas y cianobacterias, para mantener un entorno aerobio en las zonas superiores de la balsa. En los últimos años ha crecido el interés en la utilización de organismos fototróficos mayores, como plantas acuáticas enraizadas y flotantes, para este propósito, ofreciendo un sistema de tratamiento pantanoso con una ecología equilibrada para la eliminación natural de materias dañinas de las aguas residuales. Muy recientemente se ha desarrollado el interés por la fitorremediación, en la que se usan plantas para concentrar metales pesados para eliminarlos de aguas residuales, o para ayudar a destruir, o conseguir la eliminación de productos químicos orgánicos tóxicos del agua. ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

Acorde a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), las balsas de estabilización se definen como un tratamiento de agua residual de cualquier balsa o sistema de estanque que suponga la acción de microorganismos fototróficos y heterotróficos. En otras palabras, se requieren las actividades combinadas de algas (o cianobacterias) y bacterias que degradan materia orgánica. Se puede subdividir más las balsas de estabilización basándonos en su forma característica de funcionamiento como aerobias, facultativas o anaerobias. Las balsas de estabilización aerobias, son generalmente, superficiales, tienen capacidad de mezclado adecuado para prevenir estratificación y un equilibrio suficiente de actividad fototrófica sobre la heterotrófica, de forma que el oxígeno disuelto está presente en toda la balsa.

Las balsas de estabilización facultativa tienden a ser algo más profundas, tienen una zona superior aerobia, donde los fotótrofos están activos y una zona más baja donde predomina la actividad heterotrófica anaerobia. Las balsas de estabilización anaerobia son generalmente más profundas que las facultativas y dependen de la actividad heterotrófica anaerobia como método de tratamiento primario, con una zona superior fototrófica que minimiza principalmente la emisión de olores. Las balsas de estabilización también se clasifican como balsas de estabilización primarias, que reciben aguas residuales sin tratar, o balsas de estabilización secundarias, que reciben aguas residuales después de una sedimentación primaria. ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

6.2.6.2. Balsas de estabilización aerobia.

Las balsas de estabilización y los diversos sistemas de tratamiento de aguas residuales que dependen de la combinación de organismos fototróficos y heterotróficos son complejas y las interacciones que se producen no son fáciles de modelar, puesto que dependen de las condiciones específicas del emplazamiento ⁸, es tal como señala [Rittmann and McCarty \(1997\)](#). Consecuentemente, las ecuaciones de diseño se basan, a menudo, en tanteos o formulaciones empíricas que se obtienen de los años de experiencia acumulada, más que de la utilización de principios científicos básicos. Sin embargo,

⁸Condiciones geográficas, climáticas e hidrológicas de una determinada región

como describe ([Rittmann and McCarty, 1997](#)), se entiende que los procesos que suponen, en general, especialmente en balsas de estabilización incluyen algas o cianobacterias como fotótrofos principales. Nuestro interés es entender los procesos y sus limitaciones a un nivel básico para poder establecer límites razonables de funcionamiento y poder comprender los factores importantes que afectan al funcionamiento satisfactorio. Esto permitirá hacer cambios racionales en el funcionamiento para mejorar la actividad, o intervenir cuando el sistema no funcione tan bien como se desee.

Se debe empezar considerando una balsa de estabilización aerobia básica con algas (o cianobacterias), como fotótrofos principales para mostrar su función y la forma en la que interaccionan con los heterótrofos. Con tal conocimiento, el ingeniero deberá estar capacitado para emplear los principios para diseñar y analizar cualquier sistema de tratamiento que dependa de fotótrofos para un funcionamiento satisfactorio. Las balsas de estabilización aerobia son generalmente bastante superficiales, esto con el fin de mantener una buen mezclado, evitando así zonas anaerobias próximas al fondo. Son comunes las profundidades entre los 0.3 m y 1.2 m. El agua residual fluye por la balsa con un caudal Q que contiene DBO_L a concentración S^0 . Los fotótrofos en la balsa crecen cuando la energía solar entra en ella. Al llevar a cabo la fotosíntesis, llevan el carbono en forma de CO_2 a carbono fototrófico celular, produciendo O_2 a partir del agua para ganar electrones. El oxígeno así producido se utiliza por las bacterias heterotróficas para oxidar la DBO_L del agua residual destruyendo el residuo orgánico. Mediante el adecuado equilibrio entre crecimiento de algas para producir oxígeno y la destrucción orgánica que depende del oxígeno, las balsas de estabilización consiguen una buena eliminación de DBO y mantienen las condiciones aerobias que ayudan a evitar los olores asociados con procesos anaerobios. Tal equilibrio depende de la cantidad de luz solar disponible, además de la superficie de la balsa a través de la cual la luz solar penetra. En cuanto a los organismos heterótrofos responsables de la destrucción de DBO_L , prevalecen las condiciones descritas para balsas aireadas, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

Brevemente dicho, el tiempo de detención (que se relaciona con la tasa de crecimiento de organismos), debe ser suficiente para conseguir el grado de eliminación de DBO_L deseado. Por eso, deben equilibrarse dos condiciones: el crecimiento de algas para la producción de oxígeno y la tasa de crecimen-

to de bacterias heterótrofas para la destrucción de DBO_L , (Rittmann and McCarty, 1997).

De acuerdo a Rittmann and McCarty (1997), la primera ecuación que se debe considerar en balsas aireadas, es la reacción equilibrada de la producción de fotótrofos a partir de dióxido de carbono, agua y luz solar.

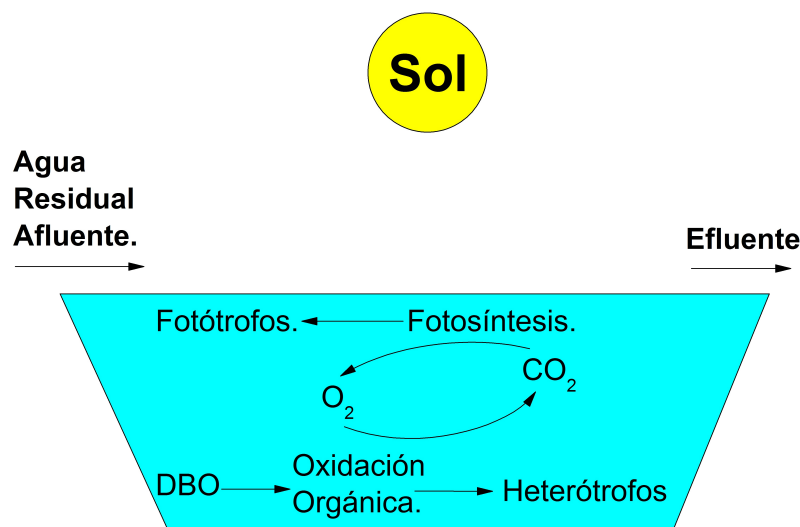
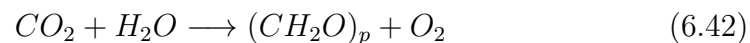


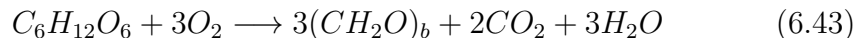
Figura 6.11:
Esquema de los Procesos importantes en una balsa de estabilización aerobia.



De acuerdo a Rittmann and McCarty (1997), la producción de un mol de oxígeno produce también un mol empírico de fotótrofos.

La segunda ecuación, de acuerdo a Rittmann and McCarty (1997), es la reacción equilibrada de la biodegradación de DBO_L . En este caso, la mate-

ria orgánica residual que interesa esta representada por hidratos de carbono ($C_6H_{12}O_6$) y se toma f_s como 0.5. (Rittmann and McCarty, 1997):



La oxidación de un mol de glucosa consume 3 moles de oxígeno, que pueden obtenerse convirtiendo 3 moles de dióxido de carbono.

Aun así como, describe Rittmann and McCarty (1997), no se ha destruido materia orgánica en absoluto, por tal se tienen dos supuestos. El primer supuesto, es afirmativo, en el cual se refiere a que se ha convertido materia orgánica soluble en partículas que se pueden eliminar por sedimentación, coagulación química, centrifugación o por otros medios físicos que pueden diseñarse en el sistema. Si el agua residual tratada se aplica al suelo para irrigación, las partículas pueden filtrarse en las capas superiores añadiendo, quizás, materia orgánica y nutriente para mejorar las características del suelo. Pueden servir adecuadamente como fuente de alimentación para peces en las siguientes balsas diseñadas para este propósito. Al descargarlos en una corriente, los organismos pueden no descomponerse tan rápidamente como la glucosa reduciendo así la tasa de aporte de oxígeno.

En el segundo supuesto, que menciona Rittmann and McCarty (1997), es negativo, puesto que si el efluente fluye a un río de corriente relativamente lenta en su profundidad, los organismos pueden sedimentar en el fondo y descomponer allí lentamente, utilizando oxígeno de las capas superiores, lo cual podría ser peor que ningún tratamiento. O si la balsa se llena con sólidos, su tiempo de detención disminuye, produciendo malos olores debido a los depósitos anaerobios.

6.2.6.3. Eliminación de DBO_L

La función del crecimiento fototrófico en las balsas de estabilización básicas es suministrar oxígeno requerido para eliminar DBO_L . La máxima eli-

minación de DBO_L , esta así limitada por la cantidad de oxígeno producido por el crecimiento fototrófico. Dentro de esta limitación, la eliminación de DBO_L es lo que debería ser en una balsa aireada; es decir, en un tanque de reacción sin reciclado actuando como un CSRT. Las ecuaciones relevantes, son las mostradas en los apartados anteriores.

Aun así como describe, [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), se necesita considerar el crecimiento fototrófico asociado con la producción de oxígeno y su repercusión en la calidad del efluente. Como con las bacterias, los fotótrofos generan productos solubles similares a las fracciones BAP y UAP, los cuales representan aproximadamente el 10 al 20 por 100 de la producción de biomasa. Además de esto una fracción de células fotótrofos son relativamente resistentes a la biodegradación.

Finalmente, la calidad orgánica del efluente de una balsa de estabilización se obtiene sumando el remanente de los constituyentes del agua residual original en el efluente de la balsa, la concentración de bacterias y sus productos orgánicos solubles asociados y la concentración de fotótrofos y sus productos solubles, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

Se observa que las balsas de estabilización aerobia eliminan poca o ninguna COD a no ser que se añada algún proceso físico de algún tipo al sistema total para eliminar la materia en forma de partículas del efluente de la balsa. Sin embargo se ha conseguido alguna reducción de la DBO_L , porque gran parte de la COD del efluente esta en forma de materia celular heterótrofa o fotótrofa refractaria. Además los fotótrofos no se descomponen bien en general en presencia de luz solar a los que suministra energía de mantenimiento. Sin embargo si sedimentan en el fondo de un río, formando un banco de lodo, descomponiéndose allí utilizando, quizá, recursos de oxígeno del flujo superior del río. El efecto de conjunto de la descarga del efluente de una balsa de estabilización en un río depende mucho de las condiciones locales, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

Ha de considerarse también la tasa de extracción de DBO . La tasa de agotamiento y, consecuentemente, la tasa de aporte de oxígeno a partir de la descomposición de heterótrofos y fotótrofos puede resultar más lenta que la correspondiente DBO_L original. Las tasas de agotamiento de bacterias activas están corrientemente en el intervalo de 0.1 a 0.3 d^{-1} , mientras que las

tasas de agotamiento de fotótrofos tienden a ser mucho mas lentas, (Rittmann and McCarty, 1997).

6.2.6.4. Balsas de Estabilización Facultativas.

De acuerdo a Rittmann and McCarty (1997), las balsas de estabilización aerobias no se usan demasiado debido a la dificultad en mantener condiciones aerobias de buen mezclado y por producir excesivos sólidos en suspensión en el efluente, a no ser de que se añada una eliminación de sólidos en suspensión para tratar el efluente. En su lugar, la mayoría de las balsas de estabilización son facultativas, en cuanto a que la parte superior se mantiene aerobia, por la acción de las algas, mientras que en la parte inferior se favorece la acción anaerobia, la figura siguiente (figura 6.12), ilustra lo expuesto.

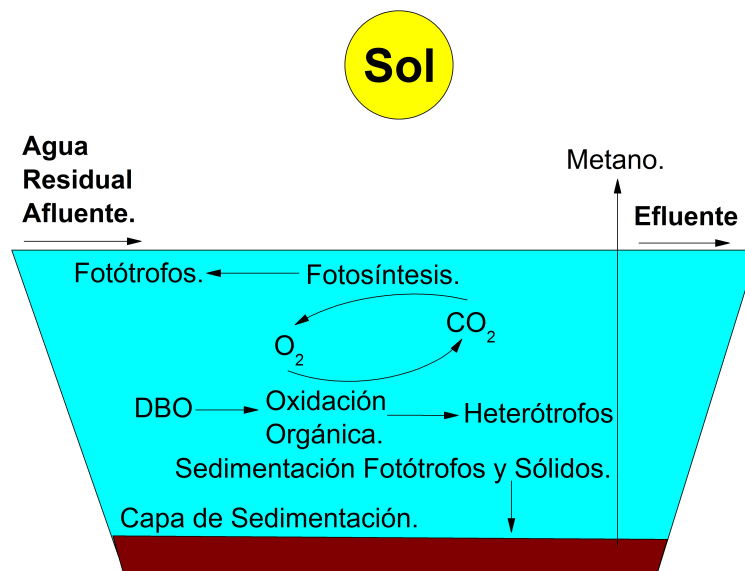


Figura 6.12:
Esquema de los Procesos importantes en una balsa de estabilización Facultativa.

Diversos fenómenos contribuyen a reducir los sólidos en suspensión en el efluente. Primero los tiempos de detención son más largos, las balsas más

profundas y la tasa de carga de DBO_L por unidad de superficie de balsa son inferiores a los de las balsas de estabilización aerobias. Los tiempos de detención más largos permiten un mayor agotamiento de organismos heterótrofos. Segundo, una fracción considerable de la biomasa (fotótrofos y heterótrofos) sedimentan en el fondo de la balsa, eliminando así parte de los sólidos en suspensión. Tercero la fermentación de metano de los sólidos sedimentados, especialmente durante el verano, produce una pérdida de materia orgánica en forma de gas metano, que escapa de la superficie de la balsa a la atmósfera. Dado que estos fenómenos son muy complejos y muy variables de un lugar a otro, los enfoques en el diseño tienden a basarse en estudios empíricos y criterios de diseño conservadores. Los más corrientes son los que se basan en la tasa de DBO_5 de carga de superficie y en las cinéticas de primer orden de eliminación de DBO_L .

De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), el empleo de carga de superficie se basa en la idea de que debe producirse por los fotótrofos oxígeno suficiente para compensar el requerido para oxidar la materia orgánica residual. El diseño de balsas de estabilización aerobias, se basa en una superficie mínima para este propósito. En el caso de balsas facultativas, el diseño es mucho más conservador, utilizando una carga de superficie mucho menor, la tabla siguiente (tabla 6.6), establece las cargas de DBO_5 propuestas a partir de una evaluación de practicas por [Rittmann and McCarty \(1997\)](#). Las cargas propuestas son menores en latitudes extremas del norte o del sur, debido sobre todo a las condiciones invernales, cuando las superficies de las balsas están heladas generalmente y no hay actividad fotótrofica. Se usan entonces tiempos de detención largos, y la mayoría de la eliminación de la DBO se produce indudablemente por la sedimentación de sólidos en suspensión. En climas mucho mas templados, en los que las heladas no son un problema considerable, se aceptan cargas mayores en función de la disponibilidad de luz solar.

En la tabla siguiente (tabla 6.7), tal como describe [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), es un resumen de la luz incidente en diversas latitudes en la punta del año (junio en latitudes norte y diciembre en latitudes sur) y la época de mínima luz (inversa para latitudes norte y sur). Se encuentra también incluidos los valores de producción máxima de oxígeno, los factores de

| Carga de superficie (Kg DBO_5 /Ha-d) | Factor de seguridad | Profundidad (m) | Tiempo de de- tención (d) | Condiciones Am- bientales. |
|--|---------------------|--------------------|---------------------------------|--|
| < 10 | >8-64 | 1.5-2.0 | >200 | Zonas Frías estacio- nalmente con hielo, bajas temperaturas. |
| 10-50 | 4-65 | 1.5-2.0 | 100-200 | Clima frío estacional, temperaturas modera- das. |
| 50-150 | 2.5-12 | 1.5-2.0 | 33-100 | Templado o semitropi- cal, hielo ocasional. |
| 150-350 | 1.3-3.7 | 1.0 | 17-33 | Tropical, temperatu- ras e insolación unifor- mes. |

Cuadro 6.6: Intervalos de carga DBO_5 para balsas de estabilización facultativas en diversas condiciones climáticas, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

seguridad ⁹ implicados en la tabla 6.6 (tabla 6.6), se obtuvieron dividiendo la producción máxima de oxígeno fototrófico calculada en base a un rendimiento de transferencia del 3 por 100 y el intervalo de carga. En regiones tropicales próximas al Ecuador, la carga está bastante cerca de la producción máxima de oxígeno fototrófica, mientras que el factor de seguridad implicado aumenta considerablemente a partir del Ecuador. Los diseños resultan primariamente dependientes entonces de otros factores, a parte de la radiación solar.

6.2.6.5. Balsas de Estabilización Anaerobia.

Las balsas de estabilización Anaerobias se diseñan con una carga de superficie mucho mayor que las balsas facultativas. La mayor parte de la reducción que se produce lo es por metanogénesis en la parte más profunda de la balsa.

⁹El factor de seguridad se basa en la tasa de producción máxima de oxígeno fototrófico a carga de superficie generalizada.

| Latitud | Radiación Incidente ($kJ/m^2 - d$) | | Producción máxima de oxígeno (Kg O_2 /Ha-d) | |
|-------------------------|--------------------------------------|-------|---|-------|
| | Diciembre | Junio | Diciembre | Junio |
| $45^\circ - 60^\circ N$ | 4300 | 32800 | 84 | 60 |
| $30^\circ - 45^\circ N$ | 10700 | 33500 | 210 | 650 |
| $15^\circ - 30^\circ N$ | 19400 | 31500 | 380 | 610 |
| $0^\circ - 15^\circ N$ | 24400 | 28600 | 470 | 560 |
| $0^\circ - 15^\circ S$ | 30700 | 23600 | 600 | 460 |
| $15^\circ - 30^\circ S$ | 33300 | 17600 | 650 | 340 |
| $30^\circ - 45^\circ S$ | 35000 | 11300 | 680 | 220 |
| $45^\circ - 60^\circ S$ | 34600 | 4200 | 670 | 80 |

Cuadro 6.7: Radiación incidente media en la superficie terrestre en días sin nubes y producción máxima de oxígeno fototrófico calculada suponiendo un 3 por 100 de rendimiento de transferencia de energía, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

La idea es que se mantiene aerobia la superficie de la balsa mediante acción fototrófica para reducir olores. Las balsas anaerobias, como señala, [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), se han utilizado frecuentemente en el tratamiento de aguas residuales industriales concentradas y en el almacenamiento y etapas finales de tratamientos de lodos digeridos de plantas municipales. La producción de oxígeno en las capas superiores ayuda principalmente al crecimiento de microorganismos que pueden oxidar compuestos gaseosos que desprenden olores, como el sulfuro de hidrógeno, que, de otra manera, atravesaría las superficies del agua. De acuerdo a [Otálora Rodríguez \(2014\)](#) y [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), el sulfuro de hidrógeno puede oxidarse, mediante bacterias quimiolitótrofas, como las *Thiobacillus*, que oxidan el sulfuro para obtener energía y producen azufre en forma elemental, o en forma de sulfato. Las bacterias de azufre fototróficas que obtienen energía a partir de la luz solar oxidan los sulfuros a azufre elemental, tiosulfato o sulfato como medio de obtener electrones para reducir dióxido de carbono a carbono para construir células.

Las moléculas orgánicas que desprenden olores como el bisulfuro de carbono, aldehídos y los productos de putrefacción de proteínas, pueden reducirse también por reacciones anaerobias y oxidarse por heterótrofos aerobios que actúan en las capas superiores aerobias. Cuando la balsa funciona bien, no se producen olores notables, pero no es adecuado situar balsas anaerobias cerca de centros poblados, donde incluso olores suaves, pueden resultar muy objetables. Si las balsas anaerobias se mezclan (es decir, se intervienen), tanto por desestratificación debido a cambios de temperatura o por la acción de vientos fuertes, los olores pueden resultar muy fuertes. Por ello, aunque las balsas anaerobias pueden ser una opción de tratamiento de bajos costos, el ingeniero tiene que considerar cuidadosamente el olor potencial.

De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), el diseño habitual de una balsa anaerobia se basa en los conceptos de tratamiento anaerobio. Las balsas anaerobias no son generalmente mezcladas y las temperaturas en los casos no debe estar por debajo del intervalo óptimo, cerca de los 36°. Por eso los diseños, necesitan ser mucho mas conservadores que los utilizados en digestores anaerobios. El tiempo de detención debería ser mayor del límite de θ_x^{min} para organismos clave, que son habitualmente metanógenos que utilizan acetatos. Sus tiempos duplicados a temperaturas de 15 a 20 °, son de alrededor de 10 d. por ello los tiempos de detención no deberían ser inferiores a 40 días, siendo deseables más largos. Sin embargo cuando se tratan residuos con elevadas concentraciones de sólidos en suspensión, la principal eliminación de la *DBO*, puede producirse en la sedimentación de los sólidos en suspensión, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

El tiempo de retención de sólidos en suspensión que sufren reducción anaerobia y de las bacterias anaerobias que se adhieren a los sólidos en suspensión puede ser mucho más largo que el del propio residuo; por ello, tiempos de líquido más cortos pueden resultar apropiados en este caso. Tales diseños resultan comparables entonces a los de una fosa séptica, en la que el líquido puede tener un tiempo de retención de 1 día o similar, mientras que los sólidos sedimentados se descomponen en una cámara inferior de un tanque de sedimentación largo. Las reducciones de *DBO* debidas a metanogénesis caen considerablemente al disminuir la temperatura por debajo de los 15 °. Por tal motivo, la reducción de *DBO* puede ser mínima en climas fríos, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

6.2.7. Los Procesos de Remoción de Fósforo y Nitrificación/ Desnitrificación.

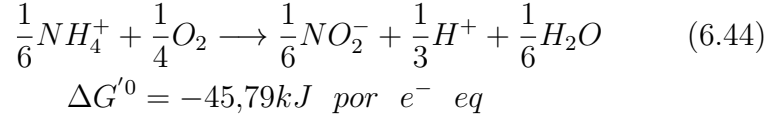
6.2.7.1. La Nitrificación

La Nitrificación es la oxidación microbiológica de $N - NH_4^+$ a $N - NO_2^-$ y $N - NO_3^-$. Debido a su demanda de oxígeno y su toxicidad a macroorganismos acuáticos, la eliminación de $N - NH_4^+$ es un proceso preceptivo para algunas aguas residuales. Además, el tratamiento de agua residual que incluye la desnitrificación de $N - NO_3^-$ requiere frecuentemente la nitrificación para convertir el $N - NH_4^+$ de entrada a $N - NO_3^-$.

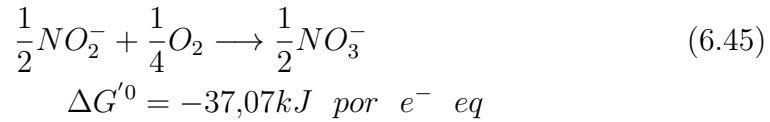
De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#) las bacterias nitrificantes son autótrofas, quimiolitótrofas y aerobias obligadas. Cada factor es crucial para comprender si los nitrificantes pueden ser seleccionados y acumulados en un proceso biológico. Al ser autótrofos, los nitrificantes deben fijar y reducir carbono inorgánico. Esto es un precio costoso en energía, que es principalmente responsable de que los nitrificantes tengan valores muchos menores de f_s^0 e Y que los heterótrofos aerobios que siempre pueblan el lodo activado, los sistemas de película fija, las balsas y los pantanos. Su naturaleza quimiolitotrófica hace a f_s^0 e Y menores, ya que sus donantes de electrones de nitrógeno liberan menos energía por equivalente de electrón que los donantes de electrones orgánicos, H_2 o azufre reducido. Desde luego, los bajos valores de Y se traducen en un pequeño máximo de la tasa de crecimiento específico (μ_m) y un gran θ_x^{min} . Por consiguiente, los nitrificantes crecen lentamente.

Los nitrificantes son aerobios obligados que usan O_2 para respirar y como reactante directo de la monooxigenación inicial de NH_4^+ a NH_2OH (hidroxilamina). Esto puede ser la razón de que los nitrificantes sean relativamente intolerantes a concentraciones bajas de oxígeno disuelto; el catabolismo nitrificador se retrasa por limitación de oxígeno a concentraciones que no tienen efecto en muchos heterótrofos, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

La nitrificación es un proceso en dos pasos. En el primer paso NH_4^+ se oxida a NO_2^- según la siguiente reacción productora de energía, normalizada a un equivalente de electrón, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)):



El género más comúnmente reconocido de bacterias que llevan a cabo el primer paso es el de *Nitrosomas*; sin embargo, *Nitrococos*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* y *Nitrosobolus*, son también capaces de oxidar NH_4^+ a NO_2^- . Los nitrificantes oxidantes de amonio, que tienen todos los prefijos *nitroso*, son distintos genéticamente. El segundo paso de la reacción de nitrificación es la oxidación de NO_2^- a NO_3^- , tal y como señala (Rittmann and McCarty, 1997) en la siguiente ecuación:

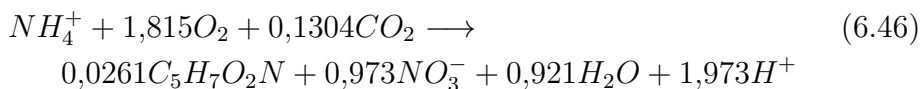


Como describe, Rittmann and McCarty (1997), el genero *Nitrobacter*, es el mas conocido que lleva a cabo el segundo paso en la reacción. De acuerdo a Rittmann and McCarty (1997) y Shi et al. (2011) las tasas de crecimiento especifico máximas de los organismos nitrificantes son bajas, inferiores a 1 día a 20°. Con valores tan pequeños a $\hat{\mu}$, el valor limitante de θ_x^{min} debe ser grande: todos los valores son mayores a 1 día. Por otra parte, los nitrificantes son capaces de conducir las concentraciones de NH_4^+ o NO_2^- a valores muy bajos, ya que los valores de S_{min} están muy por debajo de 1 mgN/L . Por eso, la nitrificación puede ser muy eficiente, mientras el sistema se mantenga por encima de 1 mgN/L y se encuentre presente suficiente oxigeno disuelto. Los valores relativamente altos de K_0 cuantifican que los nitrificantes no toleran concentraciones bajas de O.D.¹⁰. El funcionamiento con un O.D. inferior a K_0

¹⁰Oxígeno Disuelto

hará aumentar la θ_x^{min} de los nitrificantes llegando a producir fugas, además de una elevada concentración de NH_4^+ en el efluente.

La siguiente ecuación es una reacción global equilibrada de oxidación completa de NH_4^+ a NO_3^- por nitrificantes con $\theta_x = 15$ d y $f_s = 0,067$. Representa una situación típica de ambos nitrificantes juntos, (Rittmann and McCarty, 1997):



A parte de la baja formación neta de biomasa nitrificante ($Y_{net} = 0,21$ g VSS_a/g N) esta ecuación estequiométrica, como resalta (Rittmann and McCarty, 1997), ilustra las otras dos características importantes de la nitrificación. La primera es que la nitrificación crea una mayor demanda de oxígeno y la segunda es que la nitrificación produce casi dos equivalentes de ácido fuerte por cada mol de NH_4^+ eliminado.

Los nitrificantes originan productos microbianos solubles, que pueden ser consumidos por bacterias heterótrofas. Parece que la mayoría de los SMP producidos por nitrificantes son BAP. Los SMP son importantes, generalmente, en dos sentidos, primero, forman parte del proceso de agotamiento de los nitrificantes y reducen la síntesis neta de nitrificantes y segundo son un medio por el que los nitrificantes crean donantes de electrones para heterótrofos y hacen aumentar la biomasa heterotrófica, (Rittmann and McCarty, 1997).

Los nitrificantes son conocidos por ser altamente sensibles a la inhibición química. La muy baja tasa de crecimiento de los nitrificantes amplifica las repercusiones negativas de la inhibición y, en parte, hace parecer que los nitrificantes sean más sensibles que las bacterias de crecimiento más rápido. Además de eso, algunos inhibidores aparentes son donantes de electrones cuya oxidación reduce el O.D. y puede ocasionar la limitación del oxígeno. Sin embargo, los nitrificantes son sensibles a inhibición provocada por diversos

compuestos orgánicos e inorgánicos. Entre los más relevantes se encuentran: NH_3 sin ionizar (a pH más alto), NO_2H no disociado (habitualmente a pH bajo), tensioactivos aniónicos, metales pesados, productos químicos orgánicos y pH bajo.

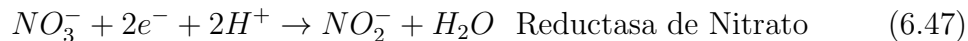
6.2.7.2. La Desnitrificación.

La desnitrificación es la reducción diferencial de NO_3^- a (principalmente) gas N_2 . En otras palabras, NO_3^- o NO_2^- es el aceptor de electrones utilizado en la generación de energía. La desnitrificación está muy difundida entre bacterias heterótrofas y autótrofas, muchas de las cuales pueden alternar la respiración con oxígeno y nitrógeno.

La desnitrificación está muy difundida en la naturaleza. Los desnitrificantes son un grupo común de *Proteobacterias* negativas como las *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Paracocos* y *Tiobacilos*. Algunas bacterias GramPositivas, como los *Bcilos*, pueden producir la desnitrificación. Incluso unas pocas Archaea halófilas, como las *Halobacterias*, son capaces de desnitrificar. Todos los desnitrificantes son aerobios facultativos, lo que significa que alternan la respiración de NO_3^- o NO_2^- , cuando el O_2 llega a estar limitado, (Rittmann and McCarty, 1997).

Los desnitrificantes, que generalmente se encuentran en las aguas residuales son quimiótrofos que puede utilizar donantes de electrones orgánicos e inorgánicos. Los que usan donantes de electrones orgánicos son heterótrofos muy extendidos entre las *Proteobacterias*. Un grupo más limitado de autótrofos pueden utilizar H_2 y azufre reducido. Debido a su gran diversidad metabólica, los desnitrificantes se encuentran habitualmente en suelos, sedimentos, aguas superficiales, aguas subterráneas y plantas de tratamientos de aguas residuales, (Rittmann and McCarty, 1997) .

La desnitrificación procede en forma de pasos en los que los nitratos (NO_3^-) se reducen secuencialmente a nitritos NO_2^- , óxido (NO), oxido nitroso (N_2O) y gas (N_2). Cada semirreacción y la enzima que la cataliza son descritas a continuación, (Rittmann and McCarty, 1997):

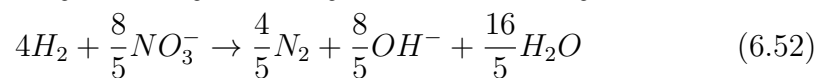
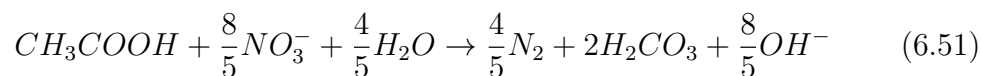


La reacción global de NO_3^- a N_2 , reduce al N en 5 equivalentes de electrón por cada N . El primer paso es una reducción de dos electrones, mientras que los tres pasos siguientes son reducciones de un electrón para cada N , ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

La concentración de oxígeno controla si los aerobios facultativos respiran nitrógeno. El oxígeno puede controlar de dos maneras la desnitrificación. La primera es la represión de los diversos genes reductasa de nitrógeno. La investigación con *Pseudomonas stutzeri* revela que estos genes están representados por concentraciones de O.D. mayores a 2,5 a 5 $mg \ O_2/L$. El segundo mecanismo de control es la inhibición de la actividad de la reductasa por concentraciones de O.D. mayores de unas pocas decenas de $mg \ O_2/L$. El hecho de que las concentraciones de O.D. que reprimen los genes de reductasas sean mucho mayores que las concentraciones que inhiben sus actividades significa que la desnitrificación puede producirse cuando las concentraciones de O.D. están muy por encima de cero. Esta situación se mejora cuando las bacterias desnitrificantes se sitúan dentro de flóculos o películas fijas, donde la concentración de oxígeno es más baja que en el líquido a tratar, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

Concentraciones muy bajas de donante de electrones o concentraciones muy altas de O.D., pueden conducir a acumulación de intermedios de desnitrificación: NO_2^- , NO_2 y N_2O . Los dos últimos son gases de efecto invernadero, cuyo desprendimiento debe evitarse. Una concentración baja de donante limita el suministro de electrones para conducir las semirreacciones reductoras. Una concentración elevada de O_2 tiende a reprimir las reductasas de óxidos nítrico y nitroso antes de que se reprima la reductasa de nitrato, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

Aunque los desnitrificantes no son especialmente sensibles al pH, los valores de pH fuera del intervalo óptimo entre 7 y 8 pueden conducir a la acumulación de intermedios. En aguas de baja alcalinidad, el control del pH puede resultar un problema, ya que la desnitrificación produce bases fuertes. La producción de bases se ilustra por las reacciones en equilibrio (ver ecuación 6.51 y 6.52) en las que H_2 y acetato son donantes de electrones de los desnitrificantes autótrofos y heterótrofos, respectivamente, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)):



En ambos casos, la alcalinidad del agua se aumenta en $8/5$ equivalentes de base fuerte producidas cuando se reducen $8/5$ de $N - NO_3^-$. En cuanto a materia, esto supone un aumento de alcalinidad de $(50)/(40) = 3,57$ g como $CaCO_3/g$ $N - NO_3^-$ consumido, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

Los procesos de desnitrificación pueden dividirse en dos clases principales: terciaria y de lodo único. La distinción se basa en si se añade o no un donante de electrones exógeno. La desnitrificación terciaria requiere que se añada un donante exógeno, mientras que la desnitrificación de lodo único utiliza un donante ya presente en el agua residual. En este caso se describe la desnitrificación terciaria que se utiliza en el tratamiento de aguas residuales. La desnitrificación terciaria resulta apropiada cuando el agua contiene NO_3^- o NO_2^- , pero poco o ningún donante de electrones. Esta situación ocurre naturalmente con desechos agrícolas contaminados con fertilizantes nitrogenados. El agua suministrada en regiones agrícolas contiene también altos niveles de NO_3^- , pero pocos donantes de electrones. La desnitrificación terciaria sigue también los procesos biológicos aerobios (es decir, tratamiento secundario) de aguas residuales. Cuando el tratamiento secundario oxida a todos los donantes de electrones originalmente presentes, el nitrógeno reducido se oxida a NO_3^- , mientras que el carbono reducido se mineraliza. El resultado del tratamiento secundario es que N se convierte en NO_3^- , pero casi no hay donantes.

De hecho, la designación de desnitrificación terciaria proviene de que sigue directamente al tratamiento secundario, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

La mayoría de los donantes de electrones orgánicos son suministrados y promueven la acumulación de desnitrificantes heterotróficos. En cuanto a fisiología y cinética, los desnitrificantes heterotróficos son muy parecidos a los heterótrofos aerobios utilizados para oxidar DBO. Por eso, muchos criterios de diseño de procesos de desnitrificación heterotrófica son parecidos a los que eliminan DBO de forma aerobia. Una diferencia principal, sin embargo, es que la desnitrificación no requiere suministro de oxígeno. Esta diferencia alivia varias restricciones de diseño que determinan cómo pueden ser los procesos aerobios de “alto rendimiento”, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

Como donante de electrones exógeno se puede utilizar caso cualquier compuesto orgánico, generalmente se acostumbra usar metanol por su ventaja económica, mas no por ser “mejor” donante de electrones exógeno que los demás. Si se dispone de ellos, los residuos orgánicos concentrados pueden utilizarse como una fuente barata de donantes de electrones. A menudo se utilizan las corrientes residuales de las industrias de elaboración de alimentos y bebidas por sus altos valores de DBO (superiores a 10000 *mgDBO* y relaciones de C a N muy altas. Una relación de C a N alta, característica de una fuente de hidratos de carbono, resulta un potente suministro de electrones, pero libera poco nitrógeno reducido. Dado que el objetivo de la desnitrificación es la total eliminación de N del agua, la adición de N reducido desbarataría el objetivo, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

Se pueden utilizar donantes de electrones inorgánicos. el gas hidrógeno H_2 es un excelente donante de electrones para desnitrificación autotrófica. Sus ventajas incluyen un menor coste de equivalentes de electrón comparado con compuestos orgánicos, menor producción de biomasa que con heterótrofos y nada de nitrógeno aportado. El principal inconveniente del H_2 es la falta de transferencia, aunque estos problemas se han venido solucionando, con la implementación de aparatos de disolución de membrana, el cual resuelve el problema del riesgo de explosión, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

6.2.7.3. Eliminación de Fósforo.

El fósforo es un macronutriente esencial que estimula el crecimiento de algas y cianobacterias fotosintéticas, que conduce a la eutroficación acelerada de lagos. Las descargas de aguas residuales que llegan a lagos sensibles a eutroficación requieren a menudo la eliminación de fósforo por encima de la que normalmente tiene lugar en el tratamiento primario y secundario. Por ejemplo, un agua residual típica tiene una DBO_5 de 250 mg/L , una COD de 500 mg/L , un NT de 60 mg/L y un total de P de 12 mg/L . La sedimentación primaria convencional y el lodo activo secundario reducen alrededor de 6 mg/L el P total en el efluente. Sin embargo un estándar típico de fuente de una cuenca colectora protegida es 1 mg P/L . Por consiguiente, es preciso la eliminación de fósforo, (Rittmann and McCarty, 1997).

El fósforo puede eliminarse del agua residual antes del tratamiento biológico, como parte del tratamiento biológico o a continuación de un tratamiento biológico. Las aproximaciones primera y tercera, casi siempre se llevan a cabo por precipitación del anión fosfato PO_4^{3-} con cationes de Ca^{2+} , Al^{3+} o Fe^{3+} . La segunda aproximación es ampliar los procesos biotecnológicos, tal que como describe Rittmann and McCarty (1997), el fósforo se puede eliminar como parte de un proceso de tratamiento microbiológico, haciendo mención de tres principales fenómenos que pueden ser usados para tal fin:

- Aportación a biomasa de fósforo normal.
- Precipitación por adición de sales metálicas a un proceso microbiológico.
- Intensificación biológica de la aportación a biomasa de fósforo.

La **aportación a biomasa de fósforo normal**. La biomasa se desarrolla normalmente en procesos biológicos anaerobios, tales como el lodo activo, contiene 2 a 3 por 100 de P en peso seco, inclusive la fórmula estequiométrica de la biomasa puede modificarse para incluir esta cantidad de P . La fórmula $C_5H_7O_2NP_{0.1}$ tiene un peso molecular de 116 g, de los que 2.67 por 100 es P . El lodo activo del proceso elimina P en proporción a la tasa de materia de VSS purgados en el lodo ($Q^w X^w$). Un balance de materia de estado estacionario sobre P total es, (Rittmann and McCarty, 1997):

$$0 = QP^0 - QP - Q^w X_v^w (0,0267 \text{ g P/g VSS}) \quad (6.53)$$

Donde P^0 y P son las concentraciones de fósforo en el afluente y efluente de fósforo y Q es el caudal del afluente, la ecuación anterior (ecuación 6.53), permite obtener la concentración total de P en el afluente según, (Rittmann and McCarty, 1997):

$$P = \frac{QP^0 - Q^w X_v^w (0,0267)}{Q} = P^0 - \frac{Q^w X_v^w (0,0267)}{Q} \quad (6.54)$$

El caudal de purga, es proporcional a la eliminación de DBO y el rendimiento obtenido, (Rittmann and McCarty, 1997):

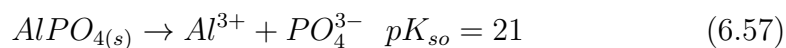
$$Q^w X_v^w = Y_n Q (\Delta DBO_L) \quad (6.55)$$

El rendimiento neto depende del SRT (θ_x), del rendimiento real (Y), de la tasa de agotamiento endógena (b) y de la fracción biodegradable de la biomasa nueva (f_d), entonces la ecuación (6.54), queda de la siguiente manera, (Rittmann and McCarty, 1997):

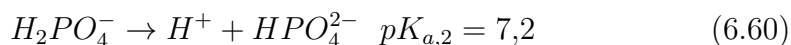
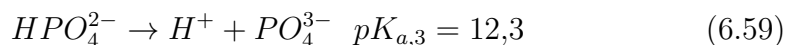
$$P = P^0 - \frac{(0,0267)Y[1 + (1 - f_d)b\theta_x](\Delta DBO_L)}{1 + b\theta_x} \quad (6.56)$$

La precipitación por adición de sales metálicas a un proceso biológico. Los cationes de aluminio y férrico precipitan con el anión ortofosfato a

valores de pH compatibles con tratamiento biológico. Por consiguiente, las sales de Al^{3+} y Fe^{3+} pueden añadirse directamente a las aguas. Los precipitados se incorporan al lodo y son eliminados por purga de lodo. Los principales precipitados son $AlPO_{4(s)}$ y $FePO_{4(s)}$. Sus reacciones estándar de disolución y productos de solubilidad (pK_{so}), se encuentran descritos en las siguientes ecuaciones (ecuación 6.57 y 6.58), (Rittmann and McCarty, 1997):

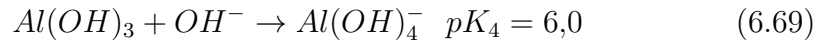
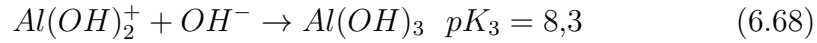
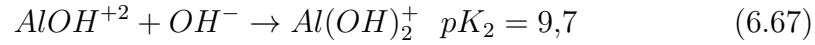
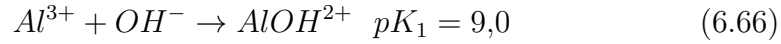
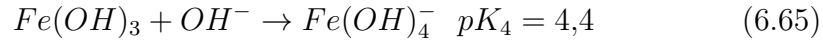
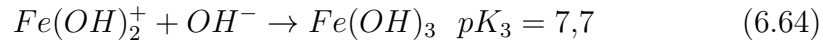
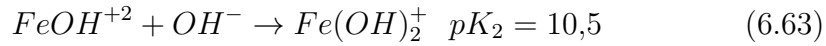
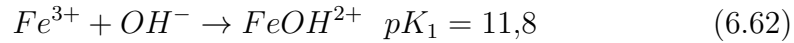


Aunque los productos de solubilidad son muy pequeños, la solubilidad condicional de los fosfatos no es necesariamente minúscula, debido a que el Al^{3+} , Fe^{3+} y PO_4^{3-} sufren reacciones de competencia ácido/base y de formación de complejos. Para fosfatos, las reacciones clave de competencia ácido/base son las que producen la formación de protones. Las reacciones ácido/base y los valores de pK_a , están descritas en las siguientes ecuaciones (ver ecuación 6.59, 6.60 y 6.61), (Rittmann and McCarty, 1997):



Cerca de pH neutro, HPO_4^{2-} y $H_2PO_4^-$ y no PO_4^{3-} , son los aniones predominantes. Por ejemplo, a pH=7.0, PO_4^{3-} , constituye alrededor del 0.00025

por 100 del total de los ortofosfatos disueltos. Cuanto mayor es el pH, mayor la cantidad de PO_4^{3-} . Los cationes aluminio y férrico forman numerosos complejos y los complejos hidroxilados son siempre muy importantes. Las reacciones clave de formación de complejos y las constantes de estabilidad (pK_{1-4}) comprenden, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)):



La naturaleza ácido/base de los complejos hidroxilados significa que son dependientes del pH. A pH neutro, predomina $Fe(OH)_2^+$, $Fe(OH)_3$ y $Al(OH)_3$. Al^{3+} y Fe^{3+} son pequeñas fracciones del total de aluminio y hierro. Para obtener mayores cantidades de Al^{3+} o Fe^{3+} se requiere un pH más bajo. Debido a las tendencias opuestas de pH en la precipitación del anión PO_4^{3-} , con respecto a los cationes (Al^{3+} o Fe^{3+}) se da un pH óptimo. En base a las anteriores reacciones los valores de pH de solubilidad mínima están próximos a 6 para $AlPO_{4(s)}$ y a 5 para $FePO_{4(s)}$. En principio, adiciones estequiométricas de los cationes pueden conducir a la concentración total de fosfatos muy por debajo de 1 mg/L cerca de estos valores óptimos, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

En realidad, las predicciones teóricas solo definen una “ventana” aproximada, en la que puede producirse la precipitación mediante adición de sales metálicas en un proceso de tratamiento biológico. Se emplean tests empíricos para medir la mejor dosificación en la práctica, excediendo siempre la dosis de sales metálicas a la cantidad estequiométrica definida por los productos de

solubilidad de $AlPO_{4(s)}$ y $FePO_{4(s)}$. Diversos factores complican las reacciones y aumento en la adición de sales metálicas, estos se encuentran descritos por (Rittmann and McCarty, 1997), a continuación:

1. Los fosfatos forman diversos complejos PO_4HCa , PO_4HMg y PO_4^+HFe . Por eso, la cantidad total de fosfato presente en forma de PO_4^{3+} es menor que la anticipada por la reacción ácido/base sola.
2. El aluminio y el hierro forman otros complejos, especialmente con ligandos orgánicos, o precipitados como el $AlOH_{3(s)}$. Estas reacciones reducen la cantidad disponible de Al^{3+} y Fe^{3+} .
3. Parte del fósforo total no es ortofosfato, sino que esta unido a compuestos orgánicos.
4. El pH óptimo para la precipitación puede no ser compatible para la actividad microbiana. El pH no puede cambiarse tanto que la actividad metabólica resulte considerablemente inhibida.
5. La reacción de precipitación puede estar controlada cinéticamente y no alcanzar su posibilidad máxima, que se produce en el equilibrio.

Corrientemente, la dosis de sales metálicas es de 1.5 a 2.5 veces la cantidad estequiométrica. Dado que la relación molar estequiométrica es 1 mol de metal por cada mol de P, las relaciones prácticas empíricamente determinadas son de 1.5 a 2.5 moles de metal por cada mol de P. Esto se convierte en 1.3 a 2.2 g de $Al/g\ P$ y 2.7 a 4.5 g $Fe/g\ P$. Una importante consideración en la adición de sales metálicas es que los metales añadidos se comportan como ácidos que consumen alcalinidad cuando precipitan con PO_4^{3-} o forman complejos con hidróxidos, (Rittmann and McCarty, 1997).

(Rittmann and McCarty, 1997), describe que en la mayoría de las experiencias en adición de sales metálicas se dan en el tratamiento de lodo activo, donde la sal metálica puede añadirse con el agua residual afluente, directamente al tanque de aireación, o a la solución mezcla antes de que llegue al tanque de sedimentación. También es posible eliminar fósforo mediante sales metálicas en procesos de películas fijas que tienen una excelente capacidad de capturar los precipitados de sólidos y purgarlos regularmente. Los filtros de lecho fijo de gránulo grande parecen muy adecuados, habiéndose utilizado

con éxito.

La **Intensificación biológica de la eliminación de fósforo**. Ciertas bacterias heterótrofas son capaces de secuestrar elevados niveles de fósforo como *polifosfato intracelulas* (P poli), que es una materia que almacena energía. Si se seleccionan tales microorganismos, induciéndolos para almacenar poli P y purgando cuando sean ricos en poli P, puede conseguirse aumentar considerablemente la eliminación neta de P mediante el aporte de P a la biomasa. El objetivo de la eliminación de fósforo biológicamente intensificada es crear un entorno de proceso que consiga cada uno de los tres objetivos, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

Cuando la eliminación de fósforo biológicamente intensificada tiene éxito, la biomasa contiene 2 a 5 veces el contenido en P de la biomasa normal. La ecuación (6.70), puede revisarse para tener en cuenta un enriquecimiento en poli P. Por ejemplo, un enriquecimiento triple da, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)):

$$P = P^0 - \frac{(0,0801)Y[1 + (1 - f_d)b\theta_x](\Delta DBO_L)}{1 + b\theta_x} \quad (6.70)$$

La concentración de P en el efluente para eliminar 300 mg/L de DBO y una concentración de P en el afluente de 10 mg/L , se convierte en 4,2 mg/L para $\theta_x = 15d$ y 2,2 mg/L para $\theta_x = 6d$. Estos valores se aproximan al estándar típico de 1 mg/L . Un enriquecimiento de poli P, o una relación de $DBO:P$ mayor en el afluente, hacen posible conseguir el objetivo en el efluente. De acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), los cuatro componentes esenciales de la intensificación biológica de la eliminación de fósforo son:

1. El agua residual afluente y lodo reciclado deben mezclarse y entrar primero en el biorreactor anaerobio. Los aceptores de electrones - especialmente O_2 y NO_3^- - deben excluirse en el mayor grado posible para que la oxidación de la DBO sea considerable en el reactor. Debido al alto nivel de biomasa de la solución mezcla, se producen los pasos de hidrólisis y fermentación, pero los equivalentes de electrón en la DBO

afluente no se transfieren al aceptor de electrones terminal.

2. La solución mezcla fluye del tanque anaerobio al biorreactor principal, o biorreactores de lodo activo. Dependiendo del SRT ¹¹ del sistema, puede producirse o no la desnitrificación y nitrificación. Mediante aireación hay amplia disponibilidad de aceptores de electrones, que suministran directamente O_2 y permiten la generación de NO_3^- si se produce la nitrificación. Estos aceptores de electrones hacen posible que las bacterias heterótrofas oxiden a los donantes de electrones, ganando energía y creciendo.
3. La solución mezcla que sale del biorreactor principal se sedimenta y en su mayor parte es vuelta a reciclar al comienzo del proceso, donde se mezcla con el afluente y entra al tanque anaerobio. Este reciclado asegura que toda la biomasa experimenta una alternancia de condiciones de respiración y anaerobias.
4. El lodo que estaba primeramente en el biorreactor principal es purgado para controlar el SRT y eliminar la biomasa cuando esta se enriquece en poli P.

Cada uno de los cuatro componentes esenciales debe estar presente para que actúen los mecanismos bioquímicos y ecológicos que conducen la intensificación biológica de la eliminación de fósforo por esta vía, ([Rittmann and McCarty, 1997](#)).

6.2.8. Ecuaciones Básicas de Hidráulica.

En los humedales artificiales, existe un equilibrio dinámico entre la transformación de los contaminantes, los cuales son el sustrato metabólico de las plantas y microorganismos, el medio de soporte y la cantidad de sedimentos que son transportados y depositados en el sistema por el agua. Es decir, el agua en un humedal es tan importante como la sangre en un ser vivo, puesto que cada uno de estos transporta los nutrientes necesarios y los residuos que se producen en el sistema. En el caso de los humedales artificiales, el movimiento del agua a través del medio de soporte y del sistema en general, es demasiado importante, puesto que esta rige y determina en cierta manera, la

¹¹Tiempo de retención del sólido

concentración de contaminantes, el aporte de O.D. en el sistema, la resistencia en el medio, entre otros factores, que se hace mención a continuación. El movimiento del agua, es ampliamente estudiada por la hidráulica y depende en gran parte de la geometría del sistema que ha sido creada. El movimiento del agua y contaminantes en un humedal artificial, puede ser generalmente descrito por cuatro ecuaciones fundamentales de flujo en una dimensión: la ecuación de conservación de momentum y masa para el agua, la conservación de masa para contaminantes y sedimentos y una formula empírica que relaciona el transporte de contaminantes de acuerdo a los parámetros de flujo, estas ecuaciones se describen a continuación:

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \alpha_s \frac{\partial(Q^2/A)}{\partial x} + gA \frac{\partial h}{\partial x} + gA \frac{\partial Z_b}{\partial x} + gA \frac{h}{2\rho} \frac{\partial \rho}{\partial x} + gA \frac{U|U|}{C^2 h} = 0 \quad (6.71)$$

$$r_s \frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = R_s \quad (6.72)$$

$$h_1 + \frac{p_1}{\rho g} + \alpha^* \frac{U_1^2}{2g} + W = h_2 + \frac{p_2}{\rho g} + \alpha^* \frac{U_2^2}{2g} + h_L \quad (6.73)$$

Donde:

- $Q = Q(x, t)$ es el caudal en m^3/s ;
- α_s es el coeficiente de forma.;
- $A = A(x, t)$ es el área de la sección transversal del flujo en m^2 ;
- $h = h(x, t)$ es la profundidad media del flujo en la sección transversal en m ;

- $Z_b = Z_b(x, t)$ es la elevación media del fondo en la sección transversal en m ;
- g es el valor de la gravedad en m/s^2 ;
- $\rho = \rho(x, t)$ es la densidad del fluido en Kg/m^3 ;
- $U = U(x, t)$ es la velocidad media del flujo en la sección transversal en m/s ;
- $C = C(x)$ es el coeficiente de Chézy en $m^{0,5}/s$;
- p es la presión en Pa ;
- α^* es el coeficiente de Coriolis;
- h_L son las respectivas perdidas por accesorios, por fricción y otras en m ;
- W trabajo externo que se le suministra o extrae por unidad de flujo másico al fluido en m .

La primera ecuación, la ecuación (6.71), es la ecuación para conservación del momentum, derivada de la segunda ley de Newton del movimiento, en la cual se establece que la aceleración de un objeto es igual al balance de las fuerzas que actúan sobre el cuerpo, en este caso la componente de la gravedad en la dirección del flujo y la fricción. El primer termino de la ecuación (6.71), es la aceleración de Euler, mientras que el segundo termino de la ecuación es la aceleración convectiva. El coeficiente α_s es el factor de forma del canal. Mientras que la sección transversal sea muy irregular, la variación del flujo también lo será y por tal el coeficiente α_s será mucho más grande, siendo más grande que la unidad, pero generalmente más pequeño que 2. En una forma regular del canal y para un solo canal, el coeficiente de forma α_s , es cercano a la unidad, ([Savenije, 2006](#)).

El tercer, cuarto y quinto termino de la ecuación (6.71), representa gravedad, ejercida a través del gradiente de presión del agua. Estos términos son el gradiente de la profundidad del agua, la pendiente del fondo y el gradiente de densidad. El termino de la densidad, casi siempre es descartada, pero a veces puede jugar un papel importante, en el diseño de humedales artificiales. Para la derivación de este termino, las suposiciones han sido hechas para

que la densidad sea meramente una función de x y t y que no haya ningún gradiente de concentración vertical de contaminantes, (Savenije, 2006).

El ultimo termino de la ecuación (6.71), es el termino de la fricción, basado en la formula de Chézy.¹² En este termino, la profundidad h es usada en lugar del radio hidráulico. Dado que el coeficiente de Chézy, no es independiente de la profundidad, la formula de Manning es considerada más apropiada para describir el termino de resistencia, (Savenije, 2006):

$$R = g \frac{U|U|}{C^2 h} = g \frac{U|U|}{K^2 h^{2/3}} \quad (6.74)$$

Donde K es el coeficiente de Manning, generalmente indicado por su valor inverso n ($K = 1/n$).

La segunda ecuación (ecuación 6.72), es la ecuación de conservación de la masa o la ecuación de continuidad. En esta ecuación hay un balance, entre el primer termino, indicando la tasa de incremento del volumen con el tiempo, y el segundo termino, indicando la entrada de flujo neto de agua en el tramo considerado. La suma de estos términos debería ser igual a los términos de la fuente, los cuales representan la entrada de agua por drenaje, evaporación o precipitación. En el primer termino de la segunda ecuación, toda la superficie húmeda que almacena el agua debe ser considerado, no solo el ancho de la corriente, por donde el agua fluye, (Savenije, 2006). Esta ecuación de la conservación de la masa o continuidad expresada anteriormente, sin tener en cuenta las entradas adicionales de flujo y considerando un flujo uniforme, puede ser expresada de la siguiente manera, la cual es una forma más familiar de la ecuación de continuidad:

$$A_1 v_1 = A_2 v_2 \quad (6.75)$$

¹²En 1776, el ingeniero francés Antoine de Chézy (1718-1798), publico su famosa formula, la cual ha sido usada por mucho tiempo, donde describe que la velocidad de flujo es proporcional a la raíz del producto del radio hidráulico y su pendiente

Donde:

- A es el área de la sección transversal
- V es la velocidad de la sección transversal

La tercera ecuación (ecuación 6.73), es la ecuación de energía o la ecuación modificada de Bernoulli, en el cual se describe el comportamiento de un fluido moviéndose a lo largo de una corriente de agua. La energía de un fluido en cualquier momento consta de tres componentes, cinética: es la energía debida a la velocidad que posea el fluido; potencial o gravitacional: es la energía debido a la altitud que un fluido posea y energía de presión: es la energía que un fluido contiene debido a la presión que posee.

La ecuación (6.71) es la ecuación de conservación del momento para el agua a través de una sección transversal, para eliminar la descarga o el caudal Q y el área A de la ecuación, con el fin de expresar la respectiva ecuación en las variables de conservación de masa y movimiento del agua, los cuales son la profundidad (h) y la velocidad del flujo (U), por tal se procede de la siguiente manera,([Savenije, 2006](#)):

$$\frac{\partial Q}{\partial t} = A \frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial A}{\partial t} = A \frac{\partial U}{\partial t} - \frac{U}{r_s} \frac{\partial Q}{\partial x} \quad (6.76)$$

$$\alpha_s \frac{\partial(Q/A^2)}{\partial x} = \alpha_s \left(2U \frac{\partial Q}{\partial x} - U^2 \left(h \frac{\partial B}{\partial x} + B \frac{\partial h}{\partial x} \right) \right) \quad (6.77)$$

Sustituyendo de las ecuaciones (6.76) y (6.78) en la ecuación (6.71), se obtiene que:

$$A \frac{\partial U}{\partial t} + \left(2\alpha_s - \frac{1}{r_s}\right) U \frac{\partial Q}{\partial x} - \alpha_s U^2 \left(h \frac{\partial B}{\partial x} + B \frac{\partial h}{\partial x}\right) \quad (6.78)$$

$$+ gA \frac{\partial(h + Z_b)}{\partial x} + gA \frac{h}{2\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + gA \frac{U|U|}{C^2 h} = 0$$

Dado que $Q = Q(U, B, h)$, derivamos con respecto a x , es decir $\frac{\partial Q}{\partial x}$ y sustituimos en la ecuación (6.79), quedando:

$$A \frac{\partial U}{\partial t} + \left(2\alpha_s - \frac{1}{r_s}\right) U \left(\frac{\partial U}{\partial x} + U h \frac{\partial B}{\partial x} + U B \frac{\partial h}{\partial x}\right) \quad (6.79)$$

$$- \alpha_s U^2 \left(h \frac{\partial B}{\partial x} + B \frac{\partial h}{\partial x}\right) + gA \frac{\partial(h + Z_b)}{\partial x} + gA I_r + gA \frac{U|U|}{C^2 h} = 0$$

Donde I_r es la pendiente del nivel del agua residual, resultado del gradiente de densidad. Reorganizando términos, ([Savenije, 2006](#)) y ([Romero-Guzmán et al., 2014](#)):

$$\frac{\partial U}{\partial t} + \left(2\alpha_s - \frac{1}{r_s}\right) U \frac{\partial U}{\partial x} + \left(\alpha_s - \frac{1}{r_s}\right) \frac{U^2}{h} \frac{\partial h}{\partial x} + \quad (6.80)$$

$$\left(\alpha_s - \frac{1}{r_s}\right) \frac{U^2}{B} \frac{\partial B}{\partial x} + g \frac{\partial(h + Z_b)}{\partial x} + g I_r + g \frac{U|U|}{C^2 h} = 0$$

Ahora se sabe que el número de Froude $F = U/\sqrt{gh} = U/c_0$, donde c_0 es la aceleración de propagación de una onda progresiva, I_b es la pendiente del fondo; esta ecuación puede ser modificada, e introduciendo en la ecuación

(6.80), (Savenije, 2006) y (Romero-Guzmán et al., 2014):

$$\begin{aligned} \frac{\partial U}{\partial t} + \left(2\alpha_s - \frac{1}{r_s}\right) U \frac{\partial U}{\partial x} + g \left(F^2 \left(\alpha_s - \frac{1}{r_s}\right) + 1\right) \frac{\partial h}{\partial x} + \\ g \frac{h}{B} F^2 \left(\alpha_s - \frac{1}{r_s}\right) \frac{\partial B}{\partial x} + g \frac{\partial(Z_b)}{\partial x} + g(I_b - I_r) + g \frac{U|U|}{C^2 h} = 0 \end{aligned} \quad (6.81)$$

En los sistemas donde el número de Froude es muy pequeño o menor que la unidad o mucho mas pequeño: del orden de 0.1 y sabiendo o suponiendo que $\alpha_s \approx 1$ y que $F^2 \ll 1$, los términos que contiene $F^2(\alpha_s - 1)$, pueden ser descartados, tal que la ecuación (6.81), puede ser simplificada quedando de la siguiente manera, (Savenije, 2006) y (Romero-Guzmán et al., 2014):

$$\frac{\partial U}{\partial t} + \left(2\alpha_s - \frac{1}{r_s}\right) U \frac{\partial U}{\partial x} + g \frac{\partial h}{\partial x} + g(I_b - I_r) + g \frac{U|U|}{C^2 h} = 0 \quad (6.82)$$

Capítulo 7

Objetivos.

7.1. Objetivo General.

1. Evaluar la eficiencia de remoción de contaminantes y/o compuestos orgánicos de dos especies de plantas: vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*), en el diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico.

7.2. Objetivos Específicos.

1. Establecer las condiciones necesarias de evaluación y monitoreo en los humedales artificiales pilotos, para las plantas prueba.
2. Evaluar la calidad del agua a la entrada y salida de cada humedal artificial piloto, en las diferentes fases de arranque y operación hasta lograr el estado estacionario del proceso.
3. Monitorear las condiciones de operación y mantenimiento del sistema de humedales construido, a partir de la caracterización del agua en su afluente y efluente, respectivamente a partir de la evaluación de parámetros como: DBO, DQO, pH, nitrógeno total, fósforo total, sólidos, O.D (Oxígeno Disuelto), longitud de la raíz de las plantas, porosidad de la raíz y el contenido respectivo de nitrógeno y fósforo en cada planta.
4. Realizar la aproximación a la modelación de la remoción en los humedales artificiales pilotos a partir de los modelos clásicos de decaimiento

de contaminantes y los respectivos resultados obtenidos en cada uno de estos.

5. Analizar los resultados obtenidos en la evaluación de las plantas, los correspondientes parámetros del afluente y el efluente, relacionados con la caracterización del agua sintética para cada sistema piloto, realizando las adecuadas correlaciones estadísticas y matemáticas.

Capítulo 8

Metodología.

8.1. Construcción y Montaje de los sistemas pilotos.

Se realiza la construcción de 12 sistemas pilotos o humedales artificiales, para esto se utilizan 12 recipientes reutilizados que contenían en su gran mayoría aceite para consumo humano y otros detergentes biodegradables, cada uno de estos recipientes se cortan a una distancia de 2 *cm*, respecto a la parte superior, de tal forma que cada uno de los recipientes presenta las siguientes dimensiones: $L = 30$ *cm* (largo), $W = 20$ *cm* (ancho) y $H = 35$ *cm* (altura), de tal forma que el volumen de los recipientes es de $V = 21000$ cm^3 . Cada uno de los recipientes se lavan primero con una solución de acetona y hexano, con el fin de limpiar los remanentes de grasas y aceites, luego se enjuagan con una solución básica que contiene *NaOH* al 1% y por ultimo se vuelven a enjuagar con agua de grifo. se procede posteriormente a rotular cada uno de los recipientes de la siguiente manera: 3 recipientes como blanco (–), 3 recipiente como control positivo (+) en el cual se plantan el papiro japones (*Cyperus alternifolius*), 3 recipientes con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y 3 recipientes con elefanta (*Pennisetum purpureum*). La disposición de los diferentes recipientes ya cortados y organizados se muestra en la siguiente figura (figura 8.2).

A cada uno de los 12 recipientes, se procede a abrir un orificio de diámetro $\phi = 3$ *mm* o en su defecto con la broca de menor diámetro de un taladro, en la parte inferior a una distancia aproximada de 2 *cm* respecto a la base, por

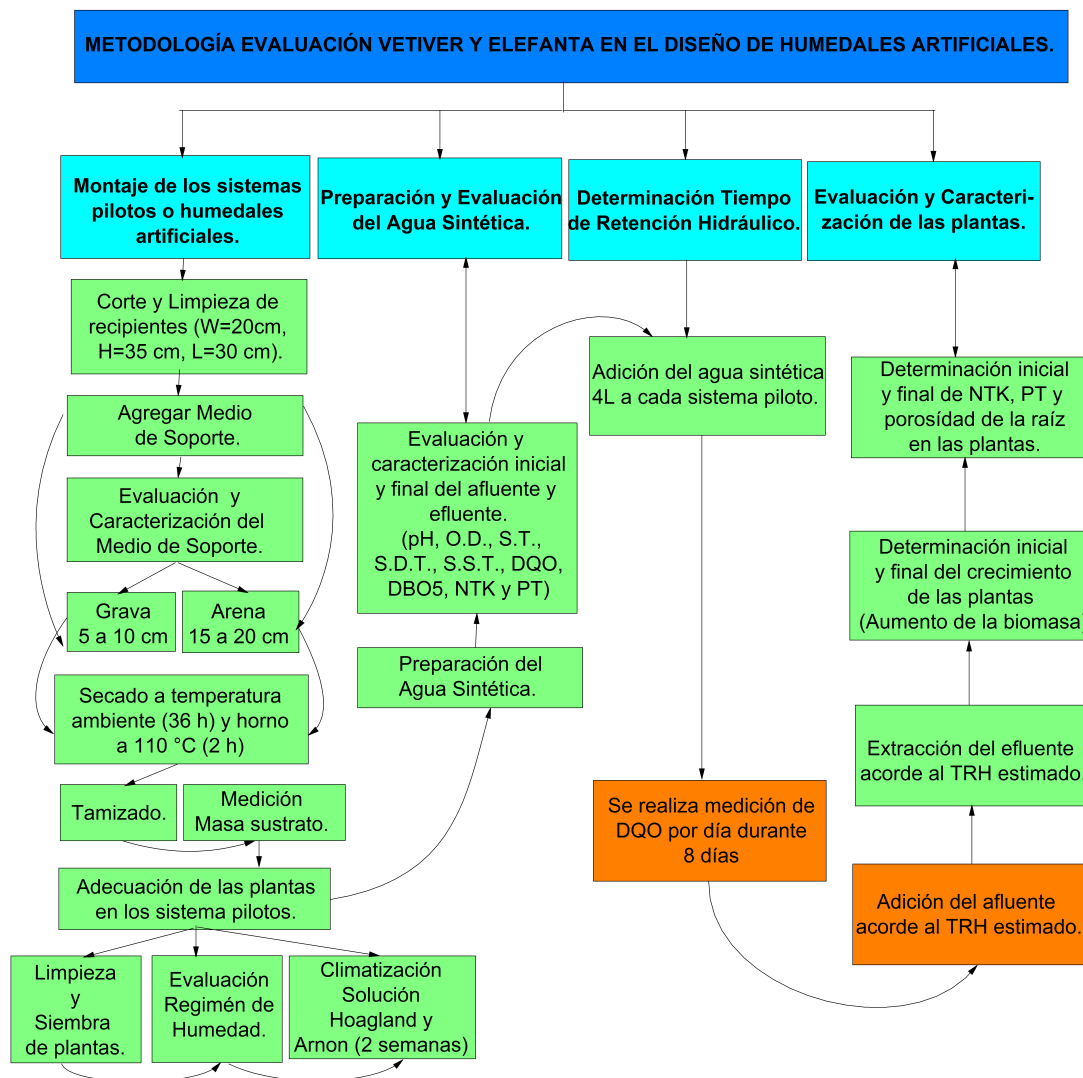


Figura 8.1:
Diagrama de flujo Metodológico.

este agujero, se inserta la manguera, la cual se debe cortar $l = 50 \text{ cm}$ y su disposición en el recipiente debe ser de $l = 25 \text{ cm}$ a $l = 30 \text{ cm}$ en el interior de cada recipiente y $l = 25 \text{ cm}$ a $l = 20 \text{ cm}$ respectivamente en el exterior,



Figura 8.2:
**Recipientes cortados y organizados para el uso en los sistemas
pilotos o humedales artificiales.**

de tal forma que la manguera quede con la longitud apropiada para atar en el exterior, de igual forma a la parte de la manguera que permanece en el interior del recipiente se le realizan pequeñas horadaciones, de tal forma que el effluente o el agua residual que va a permanecer en el humedal o el sistema piloto tenga diferentes salidas, tratando de simular en sí un recubrimiento de tubería en “espina de pescado”. Por último se verifica que la manguera y el orificio no hayan quedado ni con el suficiente espacio que de salida al agua ni con demasiada presión que evite su salida, para evitar pérdidas locales o fugas, se cubre con pegamento, entre las paredes del orificio y la manguera. La implementación de las mangueras y los recipientes, se puede observar en la siguiente figura (figura 8.3).

Luego cada uno de los recipientes se empieza a rellenar con grava anteriormente lavada con agua de grifo y secada a temperatura ambiente durante



Figura 8.3:

Rotulado e implementación de las mangueras en los recipientes.

48 h ¹, tal que solo se rellena con este material hasta una profundidad de $h_{grava} = 10 \text{ cm}$ del recipiente respecto a la base inferior, (figura 8.4 (a)); realizado este procedimiento se continua con la determinación de la capacidad de infiltración de este material y su distribución en el recipiente, además de verificar que no se presenten fugas cerca a la manguera, se extrae el agua de prueba y la grava correspondiente y se deja secando a temperatura ambiente durante 24 h , estos lavados se hacen necesarios, con el fin de remover la mayor cantidad de sólidos que puedan obstruir la manguera, ya que este material sirve como medio filtrante y de separación entre la arena y la manguera. Posteriormente se procede a rellenar de nuevo los recipientes con grava y con la arena², con la siguiente distribución, altura de la grava a $h_{grava} = 10 \text{ cm}$, respecto al fondo y $h_{arena} = 20 \text{ cm}$ de arena respecto a la grava, tal que solo queda de $h = 5 \text{ cm}$ a $h = 10 \text{ cm}$ de borde libre en la parte superior del humedal artificial (figura 8.4 (b)).

¹La caracterización de la grava, que incluye su área superficial, diámetro y curva granulométrica se encuentra en el apartado de evaluación del medio de soporte y en los resultados.

²La caracterización de la arena, que incluye su área superficial, diámetro y curva granulométrica se encuentra en el apartado de evaluación del medio de soporte y en los resultados.



(a) Sistemas pilotos con el relleno de grava en cada uno de los recipientes.

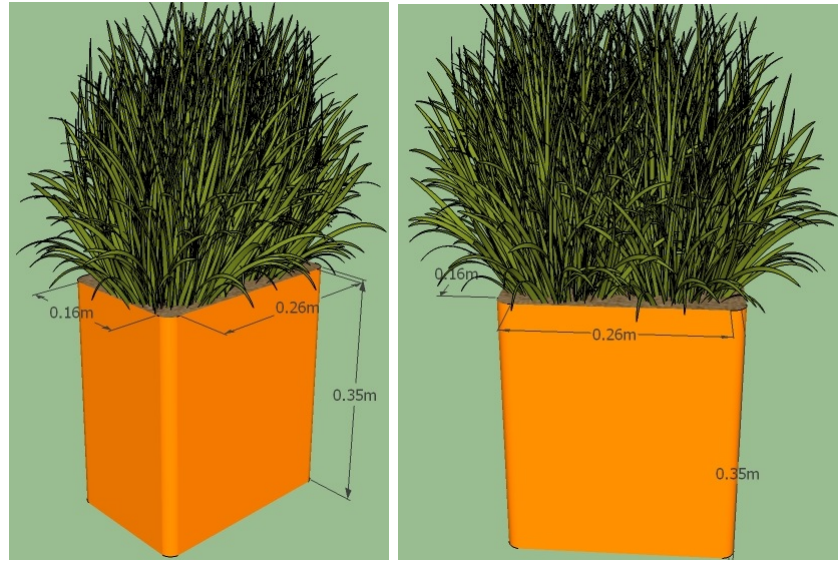
(b) Sistemas pilotos con el relleno de Arena en cada uno de los recipientes.

Figura 8.4: Sistemas pilotos con el relleno de grava y Arena en cada uno de los recipientes.

El diseño y montaje de los sistemas pilotos o humedales artificiales, que se habían previsto, son los correspondientes al diseño realizado y muestra de esto de como quedan los humedales artificiales, después de implementados en el medio de soporte y en los recipientes, se puede observar en el siguiente gráfico (figura 8.5).

8.2. Evaluación del Medio de Soporte.

En la evaluación del medio de soporte el cual esta constituido por grava y arena, se determina el área superficial, el indice granulométrico y la curva granulométrica, para cada medio de soporte (arena y grava). Para esto se toman $W_{grava} = 3340 \text{ g}$ de grava y $W_{arena} = 1640 \text{ g}$ de arena, cada uno de estos materiales se deja secando a temperatura ambiente por 36 horas (figura 8.6), posterior a esto se coloca cada material en una estufa a $110 \pm 5^\circ C$ por dos horas. Después de esto, se procede a colocar cada una de las muestras en un disecador hasta estar a temperatura ambiente y se procede a medir la masa hasta obtener un peso constante de la muestra, el cual se registra correspondientemente en las tablas de resultados que se encuentran en los



(a) Diseño de los Sistemas pilotos vista lateral. (b) Diseño de los Sistemas pilotos vista Frontal.

Figura 8.5: Diseño de los Sistemas pilotos o Humedales artificiales.

anexos del presente trabajo de grado.

Luego cada medio de soporte o material es tamizado en un juego de tamiz distinto, el numero de cada tamiz que compone el juego de tamices, con el que se realizo el procedimiento para cada material, se encuentra en la siguiente tabla (tabla 8.1). Posteriormente se procede a medir la masa correspondiente del material retenido en cada tamiz (figura 8.7) y de igual forma se registran los correspondientes resultados obtenidos. A partir de esto se determina el área superficial del medio de soporte, con la siguiente relación (ecuación 8.1):

$$AS = \frac{\sum_{i=1}^n x_i * n_i}{x_t} \quad (8.1)$$

Donde AS es el área superficial del material, x_i es la masa de material retenido en cada tamiz, x_t es la masa total de la muestra y n_i es el número de



(a) Grava del lecho filtrante

(b) Arena del Lecho filtrante

Figura 8.6: Secado de Arena y Grava del lecho filtrante a Temperatura Ambiente.

cada tamiz correspondiente.

El porcentaje retenido de material en cada tamiz, se determina a partir de la siguiente expresión (ecuación 8.2):

$$\%R = \frac{W_s}{W_t} * 100 \quad (8.2)$$

Donde $\%R$ es el porcentaje retenido en cada tamiz, W_s es la masa de material retenido en el correspondiente tamiz y W_t es la masa total de la muestra.

El índice granulométrico de cada material o medio de soporte, se obtiene a partir de la siguiente relación (ecuación 8.3):

$$IG = \frac{\sum_{i=1}^n x_i m_i}{x_t} \quad (8.3)$$

| Material | Número | Abertura (mm) | m_i | n_i |
|----------|--------|------------------|--------|-------|
| Grava | 1" | 25.400 | 0.355 | 1 |
| | 3/4 | 19.100 | 0.477 | 3/4 |
| | 1/2 | 12.700 | 0.7278 | 1/2 |
| | 3/8 | 9.520 | 0.980 | 3/8 |
| | 1/4 | 6.350 | 1.489 | 1/4 |
| | 4 | 4.760 | 2.005 | 4 |
| | 8 | 2.380 | 4.10 | 8 |
| Arena | 4 | 4.760 | 2.005 | 4 |
| | 8 | 2.380 | 4.10 | 8 |
| | 16 | 1.190 | 8.398 | 18 |
| | 30 | 0.590 | 20 | 40 |
| | 50 | 0.297 | 40 | 90 |
| | 100 | 0.149 | 70 | 190 |
| | 200 | 0.074 | 140 | 400 |
| | < 200 | - | 300 | 900 |

Cuadro 8.1: Número de abertura y factores AFS de los tamices que se utilizan para la evaluación del medio de soporte.

Donde IG es el índice granulométrico del material, x_i es la masa de material retenido en cada tamiz, x_t es la masa total de la muestra y m_i es el valor de la abertura nominal de cada tamiz correspondiente.

8.3. Adecuación de las plantas en los sistemas pilotos o humedales artificiales.

Tres especies de plantas fueron sembradas en los diferentes humedales artificiales o en los sistemas pilotos, 3 recipiente como control positivo (+) en el cual se plantan el papiro japonés (*Cyperus alternifolius*), 3 recipientes con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), 3 recipientes con elefanta (*Pennisetum purpureum*) y 3 recipientes como blanco (−) el cual solo contiene el medio de soporte o el sustrato (en este caso grava y arena). El primer paso



(a) Tamizado de arena

(b) Juego de tamices utilizados para tamizar arena y Grava

Figura 8.7: Tamizado de Arena y Grava, para determinar el área superficial y el índice granulométrico del sustrato.

en esta apreciación es comprobar si las plantas pueden soportar la gran carga de humedad que se les va a suministrar, es decir, si tienen la capacidad fisiológica de resistir regímenes de humedad ácuicos y údicos, para esto se colocan algunos ejemplares de cada especie en un humedal o sistema piloto (6 plantas de cada especie por cada humedal). Luego se procede a agregarles agua de grifo, que ha sido anteriormente puesta en reposo (40 L), la cual se le ha agregado tiosulfato de sodio, con el fin de remover el cloro del agua y se deja reposando por dos días. Con el agua reposada, se le agrega a los humedales aproximadamente 6 litros de agua para cada humedal y se deja esta agua aproximadamente por 5 días, este procedimiento se vuelve a repetir a una frecuencia de 5 días por un periodo de 2 semanas.

Puesto que ninguna de las plantas es sensible a los regímenes de humedad extremos: ácuicos y údicos, es decir, todas estas soportan la alta carga de humedad o inundación a la cual fue inducida en el apartado anterior, se procede a realiza la siembra de las plantas; para esto se divide cada humedal en 9 rectángulos de área 64 cm^2 o 8×8 , tal y como se muestra en la siguiente figura (figura 8.8), en cada uno de estas subáreas, se siembra cada planta de las tres diferentes especies, de tal forma que en total por cada humedal o

sistema piloto hay 9 plantas del papiro japonés (*Cyperus alternifolius*), 9 con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y 9 con elefanta (*Pennisetum purpureum*). El procedimiento de siembra, el cual es el mismo para los humedales que contienen las plantas, esta dado con la limpieza del sistema radicular de cada una de los especímenes con agua reposada o agua libre de cloro (también se puede hacer uso de agua destilada), luego cada una de estas plantas es sembrada en el sustrato a una profundidad de $h_{siembra} = 15 \text{ cm}$ respecto a la superficie. Luego de sembrar cada una de las plantas, se adecuan los humedales en un lugar donde reciben la suficiente luz solar, ninguna precipitación y a una pendiente del 1 % de inclinación. Es importante señalar que con la división de siembra que se ha realizado anteriormente a los humedales (figura 8.8), con esta misma es la que se utiliza para la extracción de las plantas para la caracterización y evaluación final.

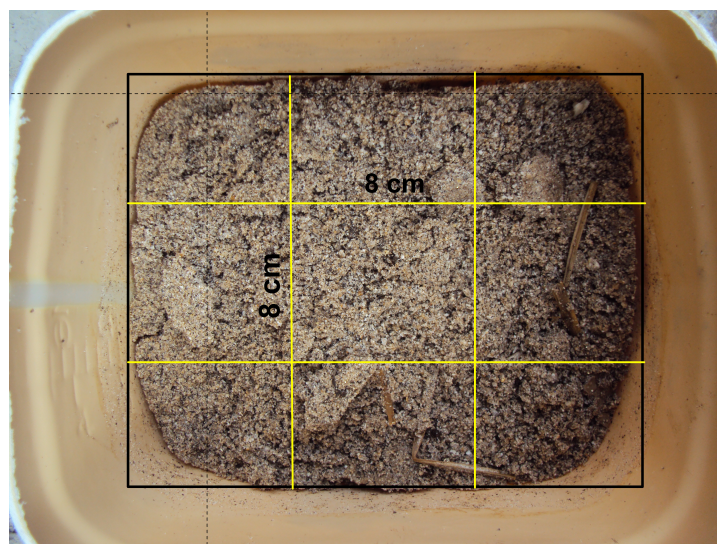


Figura 8.8:
Subdivisión del área de humedal para la siembra de las plantas.

El paso a seguir es la adecuación y climatización de las plantas, para esto se utiliza la metodología descrita y propuesta por [Mei et al. \(2014\)](#); cada uno de los humedales es regado con 2 litro de solución nutritiva o solución de

Hoagland y Arnon ³, la composición de esta solución se encuentra descrita en la siguiente tabla (tabla 8.2). El tiempo de adecuación y climatización de las plantas es de tres semanas, de tal manera que en la primera semana se riega las plantas aproximadamente con 2 L de agua nutritiva, la cual esta compuesta por un 50 % de agua de grifo y un 50 % de solución nutritiva de Hogland y Arnon, para micronutriente y macronutrientes. El agua de grifo que se utiliza, es el agua en reposo, a la cual se le agregado anteriormente tiosulfato de sodio ($Na_2S_2O_3$), por medidas de calculo, se agregan por cada litro de agua 0.25 mL de solución de tiosulfato de sodio ($Na_2S_2O_3$) y se airea por 4 horas, luego a esta agua se le agregan los macronutrientes y micronutrientes que componen la solución de Hoagland y Arnon y se deja aireando por dos horas mas.

Cada semana se realiza la correspondiente preparación de esta solución nutritiva de Hoagland y Arnon, tal que para la segunda semana se riega las plantas aproximadamente con 2 L de agua nutritiva, la cual esta compuesta por un 25 % de agua de grifo y un 75 % de solución nutritiva de Hogland y Arnon, para micronutriente y macronutrientes, bajo las mismas condiciones de preparación descritas en el apartado anterior. En la tercera semana se vuelve a regar las plantas aproximadamente con 2 L de agua nutritiva, la cual esta compuesta por un 100 % de solución nutritiva de Hogland y Arnon, para micronutriente y macronutrientes, en esta ultima semana finaliza la fase de climatización y adecuación de las plantas. Es importante señalar que la frecuencia de riego es cada semana y se realiza durante un periodo de 3 semanas, cada vez que se va agregar la solución de Hoagland y Arnon a los humedales artificiales, se procura de evacuar la solución existente, si permanecen remanentes de estas a través de las mangueras dispuestas, la disposición de las plantas en cada uno de los humedales artificiales, se puede observar en la siguiente figura (figura 8.9).

³Hoagland y Arnon (1950) formularon dos soluciones nutritivas las cuales han sido ampliamente utilizadas. La solución de Hoagland contiene iones amonio como tambien de nitrato dando como resultado una mejor solución. Las soluciones nutritivas representan un medio excelente para regular la cantidad y la proporción relativa de la sales minerales suministradas a las plantas en cualquier experimento. En una solución de cultivo típica, las plantas se mantienen con las raíces sumergidas en la solución que contiene los elementos nutritivos. Es necesario que la solución se mantenga oxigenada mediante burbujeo de aire, los nutrientes y el pH de la solución dentro de niveles adecuados y otras condiciones como luz y temperatura.

| Solución Nutritiva de Hoagland y Arnon | |
|--|----------------------------|
| Macronutrientes | Cantidad (g/L) |
| Nitrato de Potasio (KNO_3) | 1.02 |
| Nitrato de Calcio($Ca(NO_3)_2$) | 0.492 |
| Fosfato ácido de Amonio ($NH_4H_2PO_4$) | 0.23 |
| Sulfato de Magnesio Heptahidratado($MgSO_4 \cdot 7H_2O$) | 0.49 |
| Micronutrientes | Cantidad (mg/L) |
| Ácido Bórico (H_3BO_3) | 2.86 |
| Cloruro de Manganeso tetrahi- dratado ($MnCl_2 \cdot 4H_2O$) | 1.81 |
| Sulfato de Cobre Pentahidratado ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$) | 0.08 |
| Sulfato de Zinc Heptahidratado ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) | 0.22 |
| Ácido de Molibdenio ($H_2MoO_4 \cdot H_2O$) | 0.09 |
| Sulfato de Hierro Heptahidratado 0,5 % ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) | 0.6 mL |
| Ácido Tartárico 0,4 % | 1 mL |

Cuadro 8.2: Soluciones de Hoagland y Arnon para acondicionamiento vegetal.

Al finalizar la fase de climatización y adecuación, se procede con la extracción de una muestra vegetal en cada humedal, para efectos de evaluación y caracterización de las plantas, que se describe en apartados posteriores, con esto se da comienzo a la fase inicial del experimento. Después de la extracción correspondiente de la muestra vegetal, con el fin de determinar las condiciones iniciales del sistema piloto o de los humedales artificiales, se pro-



Figura 8.9:

Disposición de las plantas en los humedales después de la fase de adecuación y climatización.

cede a inocular cada uno de los humedales artificiales, para esto se le agrega a cada humedal artificial un inoculo, anteriormente preparado que contiene gran cantidad de microorganismos comunes en suelos y aguas residuales. Luego se procede por dos semana a adecuar las plantas artificiales con el agua sintética, el procedimiento de su preparación y caracterización se encuentra descrito en apartados siguientes. Para la adecuación de los humedales artificiales, se preparan 40 L de agua sintética al 25 % y se riega con esta agua, a los 3 días siguientes se vuelve de nuevo a preparar el agua sintética pero esta vez al 50 %, extrayendo antes de regar con esta nueva preparación el agua remanente de cada humedal artificial, a los 3 días posteriores se vuelve de nuevo a preparar el agua sintética pero con una concentración al 75 %, tal que de nuevo se vuelve a extraer el agua remanente de la preparación anterior; los últimos 3 días se vuelve de nuevo a preparar el agua sintética pero con una concentración al 100 %, tal que de nuevo se vuelve a extraer el agua remanente de la preparación anterior. Durante esta fase de observación, se verifican en primer lugar que las plantas puedan resistir la alta tasa orgánica

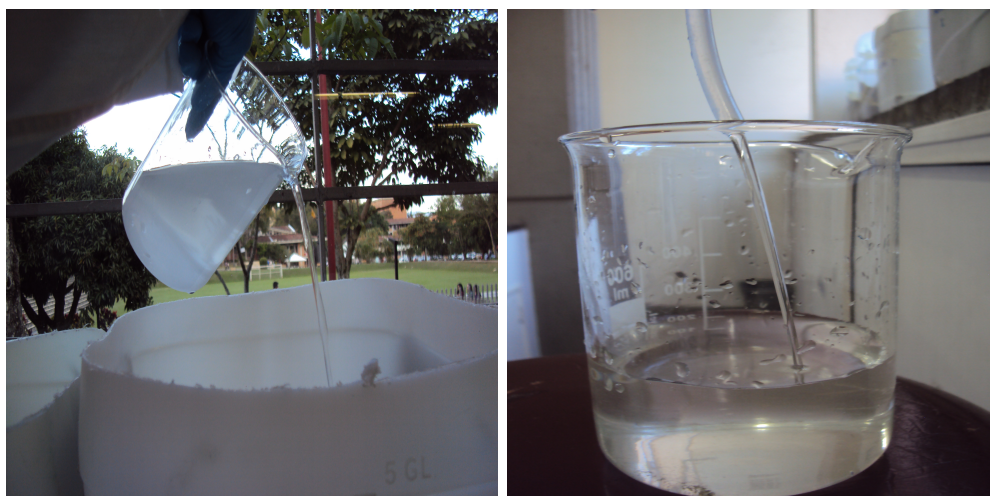
del agua sintética, esto se realiza con la observación del efluente y su correlación con parámetros organolépticos (olor y color) y con la observación en el crecimiento de las plantas, color y revisión respectiva del tallo. Es de vital importancia señalar que en la fase de adecuación de los humedales artificiales con el agua sintética, el tiempo de retención hidráulico es de 3 días ($\theta = 3$) y a cada humedal se le agrega 4 litros de agua sintética, de tal manera que el nivel del agua permanece a aproximadamente $h_{agua} = 2 \text{ cm}$ por debajo de la superficie del sustrato.

En vista de que ninguna de las plantas presenta alteraciones en su fisiología y que el efluente presenta buenas características organolépticas, se procede con determinar el tiempo de retención hidráulico óptimo, el cual se describe en apartados posteriores. Determinado el tiempo de retención hidráulico óptimo, en el cual se presenta la más baja concentración de *DQO*, se procede a regar con 4 L (volumen efectivo del humedal artificial) de agua sintética cada humedal artificial y se extrae cada muestra respectiva de efluente para cada humedal para sus correspondientes análisis, de acuerdo al tiempo de retención hidráulico óptimo determinado; este procedimiento se realiza durante tres semanas, respectivamente en el cual se realizan 7 muestreos para cada humedal. En la extracción de la muestra o el efluente para los respectivos análisis, se deja correr libre una pequeña cantidad de la muestra o el efluente, el cual no hace parte del muestreo y luego se procede a purgar primero la manguera y el recipiente con los primeros 10 *mL*, cada uno de estas muestras se desechan y luego si se procede a la recolección y refrigeración de la muestra del efluente, para su posterior análisis. La extracción y recolección del agua sintética y la muestra, respectivamente se muestra en la siguiente figura (figura 8.10).

8.4. Preparación, Evaluación y Caracterización del Agua sintética.

8.4.1. Preparación del agua sintética.

La preparación del agua sintética, se realiza a partir de la metodología descrita por [Saldarriaga Molina et al. \(2010\)](#) y ([Torres Lozada et al., 1996](#)), con base en la revisión sobre la composición del ARD en términos de com-



(a) Adición del agua sintética a cada uno de los humedales artificiales. (b) Extracción de la Muestra o efluente de los humedales artificiales para su análisis

Figura 8.10: Adición del agua sintética a los humedales artificiales y Extracción de efluente para su posterior análisis.

puestos orgánicos, inorgánicos y sales, se preparó un agua residual sintética conteniendo estos componentes y enriquecido con soluciones de macro y micronutrientes debido a que también son compuestos comúnmente presentes en aguas residuales domésticas; estas soluciones fueron preparadas según las recomendaciones de la literatura, (Torres Lozada et al., 1996) con algunas modificaciones que permitieran garantizar concentraciones dentro de los rangos encontrados en estas aguas. En la preparación del agua sintética se disponen de 48 L de agua de grifo para cada experimento, la cual en cada preparación de esta agua, para el correspondiente muestreo se deja en reposo con dos días de anticipación de la preparación del agua sintética, adicionando tiosulfato de sodio ($Na_2S_2O_3$), el cual por medidas de cálculo, se agregan por cada litro de agua 0.25 mL de solución de tiosulfato de sodio ($Na_2S_2O_3$) y se mantiene aireada por 4 horas, después de agregado el compuesto, con el fin de asegurar la neutralización por completo del cloro, ya que la reacción necesita oxígeno para llevarse a cabo. El agua residual sintética presenta la composición, en cuanto a compuestos orgánicos, mostrada en la siguiente tabla (tabla 8.3) en la cual se muestran la composición de las soluciones de macro y micronutrientes.

Cada uno de los compuestos que se encuentran en la tabla (8.3), son los utilizados para preparar el agua sintética, para los diferentes muestreos, en la siguiente figura se puede observar, la cantidad de agua que se prepara y el aspecto principal de una muestra de agua (figura 8.11). Es importante señalar que a cada humedal se le agregan 4 L de agua, el cual es el volumen efectivo del humedal artificial para el afluente, antes de su respectiva colmatación y el experimento en si, constituye un reactor en Batch o quimiostato, en el cual se mantiene la respectiva agua sintética en el sistema, hasta el cumplimiento del tiempo de residencia o tiempo de retención hidráulico, en ningún momento se agrega o extrae muestra.



(a) Recipiente en el que se prepara el agua sintética. (b) Aspecto del agua sintética.

Figura 8.11: Preparación del agua sintética para los humedales artificiales.

8.4.2. Evaluación y Caracterización del agua sintética y efluente.

La evaluación y caracterización del agua sintética, se realiza a partir del análisis de los principales parámetros para un agua residual; algunos de estos

| Composición del Agua Sintética. | |
|---|----------------------------|
| Compuestos Orgánicos | Concentración (g/L) |
| Extracto de Carne bovino | 8 |
| Sacarosa | 10 |
| Almidón | 12 |
| Aceite Vegetal | 2 mL |
| Macronutrientes | Concentración (g/L) |
| Acetato de Sodio | 0.53 |
| Ácido Acético | 0.00183 |
| Fosfato ácido de Potasio ($K_2H_2PO_4$) | 6 |
| Urea | 10 |
| Cloruro de Calcio($CaCl_2$) | 1.6 |
| Cloruro de Sodio($NaCl$) | 12 |
| Sulfato de Magnesio Heptahidratado($MgSO_4 \cdot 7H_2O$) | 2.0 |
| Micronutrientes | Cantidad (mg/L) |
| Ácido Bórico (H_3BO_3) | 10 |
| Cloruro de Manganeso tetrahi- dratado ($MnCl_2 \cdot 4H_2O$) | 100 |
| Sulfato de Cobre Pentahidratado ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$) | 25 |
| Sulfato de Zinc Heptahidratado ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) | 100 |
| Cloruro de Cobalto Hexahidratado($CoCl_2 \cdot 6H_2O$) | 24 |
| Cloruro de Hierro (III) Hexahi- dratado ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$) | 1350 |
| Cloruro de Níquel Hexahidratado($NiCl_2$) | 120 |

Cuadro 8.3: **Composición del agua sintética, de acuerdo a (Saldarriaga Molina et al., 2010) y (Torres Lozada et al., 1996).**

Humedales Artificiales para el Tratamiento de A.R.D.

parámetros se llevan o se evalúan en campo, en este caso inmediatamente, con el fin de no alterar el correspondiente valor dado del agua sintética y/o del efluente después de que la muestra sea recolectada. Los parámetros de evaluación en campo se encuentran descritos en la siguiente tabla (tabla 8.4), cada uno de estos parámetros en campo fueron evaluados en el centro de laboratorios de la Universidad de Medellín, se realizaron los ensayos químicos necesarios para la caracterización del agua residual. Para la admisión de las muestras fue necesario presentar la cadena de custodia correspondiente para cada una, además de confirmarse con el laboratorista el estado y la condición de los materiales que fueron recibidos. Los análisis fueron realizados siguiendo los criterios de muestreo y conservación de acuerdo con los protocolos establecidos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater y los procedimientos del Laboratorio de la Universidad de Medellín.

| Parámetros de evaluación en campo. | | |
|---|----------------|------------------|
| Parámetro. | Método. | Estándar. |
| pH | Electrométrico | SM 4500H-B |
| Oxígeno disuelto | Electrométrico | ASTM D 5462-93 |

Cuadro 8.4: Parámetros de evaluación en campo para el agua sintética y el efluente.

De igual forma para los análisis de DBO_5 , DQO , nitratos, fósforo total y sólidos, los cuales fueron realizados siguiendo los criterios de muestreo y conservación de acuerdo con los protocolos establecidos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater y los procedimientos del Laboratorio de la Universidad de Medellín, cada uno de los métodos se encuentran descritos en los anexos de este trabajo de grado. Los parámetros de evaluación en campo se encuentran descritos en la siguiente tabla (tabla 8.5), cada uno de estos parámetros en campo fueron evaluados en el centro de laboratorios de la Universidad de Medellín, se realizaron los ensayos químicos necesarios para la caracterización del agua residual.

Para la toma y traslado de las muestras se usa una nevera de icopor, frascos con agentes químicos de preservación, un equipo multiparamétrico y las correspondientes cadenas de custodia. Para la toma de muestras se utilizaron varios tipos de recipientes, el primero de plástico de 1 litro para análisis de

| Parámetros de evaluación en Laboratorio. | | |
|---|---------------------|--------------------|
| Parámetro. | Método. | Estándar. |
| DBO_5 | Incubación a 20° | AWWA Método-5210 B |
| DQO | Reflujo Cerrado | ASTM D-1252-83 |
| Nitrógeno Total | Kjeldahl | ASTM D 3590-89 |
| Fósforo total | Espectrofotométrico | ASTM D 3590 |
| Sólidos totales (ST) | Gravimétrico | SM 2540 B |
| Sólidos suspendidos totales (SST) | Gravimétrico | SM 2540 D |
| Sólidos disueltos totales (SDT) | Gravimétrico | SM 2540 C |

Cuadro 8.5: Parámetros de evaluación en laboratorio para el agua sintética y el efluente.

DBO y sólidos y el segundo un recipiente de vidrio ámbar de 500 mL para análisis de DQO, algunos de los recipientes y los instrumentos utilizados para la preservación y transporte de las muestras se puede observar en la siguiente figura (figura 8.12).

Durante los muestreos se identificó las condiciones de operación y mantenimiento de cada humedal a fin de hallar posibles cambios importantes que pudieran ser adversos al correcto funcionamiento del sistema de tratamiento. Se realizó una valoración visual del estado de cada humedal de manera cualitativa, no siendo necesaria de manera cuantitativa ya que cada humedal no recibe grandes cargas. Se verifica, además la aparición de especies vegetales invasoras, así como la presencia de olores y mosquitos. La valoración de las plántulas se basó en la revisión de aspectos como densidad, color y tamaño.

Se procedió inicialmente a codificarlos colocándole la fecha y el código de la muestra correspondiente. Posteriormente se realizó la toma de muestra puntual, para lo cual se utiliza la manguera puesta en la parte inferior del humedal para extraer el agua, en el instante se mide la temperatura, pH y el oxígeno disuelto empleando el equipo multiparamétrico previamente cali-



(a) Nevera utilizada en el transporte de las muestras.
(b) Recipientes utilizados para la preservación, rotulado y análisis de las muestras.

Figura 8.12: Instrumentos utilizados para la preservación y transporte de las muestras.

brado (figura 8.13). Las muestras fueron re-embasadas desde un beaker a los frascos correspondientes, los frascos con las muestras fueron ubicados dentro de la nevera de icopor que contiene hielo.

Las muestras debidamente etiquetadas fueron empacadas en una nevera acondicionada para su posterior recepción y análisis en el laboratorio. Para conservar la temperatura adecuada para la preservación de las muestras se utilizó hielo seco, separado por papel kraft como aislante dentro de la nevera.

Las aguas residuales normalmente presentan variaciones de caudal y concentración de sus diferentes componentes, es frecuente que cuando se realizan muestreos estos presentan alteraciones por múltiples razones y pueden obtenerse resultados inconsistentes, es por esto que existen parámetros estadísticos y probabilísticos que permiten depurar los datos y obtener un nivel de confianza que asegure la representatividad de los valores. Las mediciones utilizadas fueron el promedio, la desviación estándar y el coeficiente de variación, basado en la suposición que los datos se distribuyen normalmente.

El promedio es la suma de todos los valores dividida por el número de

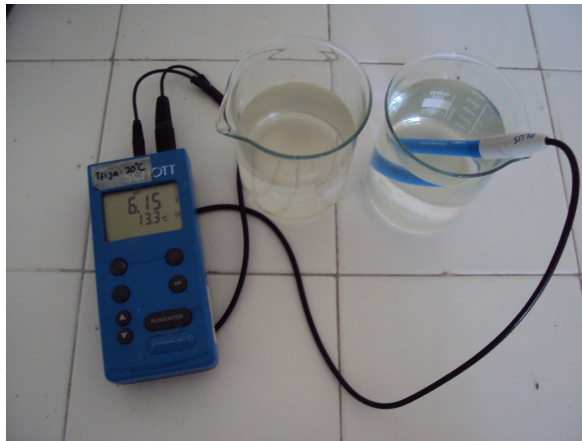


Figura 8.13:
Registro de los parámetros en campo.

valores acumulado, se define a través de la siguiente ecuación (ecuación 8.4):

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (8.4)$$

Donde \bar{X} es el promedio aritmético, x_i es el valor individual de cada dato y n es el número de datos.

La desviación estándar, σ , se define a través de la siguiente ecuación (ecuación 8.5):

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{X})^2}{n - 1}} \quad (8.5)$$

Donde S es la desviación estándar, x_i es un dato cualquiera de la variable y \bar{X} es el promedio aritmético.

El coeficiente de variación se define a través de la siguiente ecuación (ecuación 8.6):

$$CV = \frac{S}{\bar{X}} \quad (8.6)$$

Donde CV es el coeficiente de variación, S es la desviación estándar y \bar{X} es el promedio aritmético.

Con el fin de establecer el comportamiento de los determinantes de calidad del agua analizados en la salida del proceso de tratamiento, con respecto a las concentraciones de ellos en la entrada del mismo, se estima la eficiencia de remoción para algunas de las unidades del sistema. La eficiencia de remoción se determinó mediante la siguiente ecuación (ecuación 8.7):

$$E = 1 - \frac{Ef}{Af} \quad (8.7)$$

Donde E es la eficiencia de remoción, Af y Ef son las concentraciones afluente y efluente del parámetro a analizar, respectivamente.

8.5. Determinación del tiempo de retención hidráulico óptimo.

En esta sección se describe la determinación del tiempo de retención hidráulico óptimo, para esto se construyen tres humedales independientes a los sistemas pilotos, los cuales se evalúan y se consideran bajo los mismos

criterios, anteriormente establecidos para los humedales artificiales que se encuentran en prueba. Cada uno de los humedales artificiales contiene papiro japonés (*Cyperus alternifolius*), vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y elefanta (*Pennisetum purpureum*). Cada uno de estos también fue aclimatado, acondicionado y adecuado, tanto con la solución de Hoagland y Arnon, como con las diferentes concentraciones del agua sintética. para determinar el TRH⁴, de cada sistema, se riega cada humedal artificial con 4 L de agua sintética (volumen efectivo del humedal) y cada día durante 8 días, se toman aproximadamente 200 mL de muestra de cada humedal, considerando la extracción de purga de la manguera y del recipiente, anteriormente mencionados.

A partir de estos 200 mL de muestra de cada humedal se toman alícuotas para determinación de la *DQO*, de tal forma que para cada día y para cada humedal se realizan 3 pruebas de *DQO*, por reflujo cerrado, cada uno de los valores que se obtiene después de la lectura en el espectrofotómetro, son documentados y terminado el ultimo día de la muestra se procede a observar, cual día presenta el valor de *DQO* más bajo, este por tanto es el TRH óptimo, con el cual se considera para el trabajo o experimento en cada uno de los humedales.

8.6. Evaluación y Caracterización de las plantas.

8.6.1. Determinación Crecimiento de las Plantas.

El crecimiento de la planta se determinara a partir de la relación establecida por (Mei et al., 2014), el crecimiento de una planta es proporcional al aumento de la biomasa, es por tanto que se establece una tasa de crecimiento relativo en torno al principio del experimento y terminado el experimento, esta relación se realiza a partir de la siguiente ecuación (ecuación 8.8):

$$RGR = \frac{\ln W_2 - \ln W_1}{t} \quad (8.8)$$

⁴Tiempo de Retención Hidráulico

En donde W_2 y W_1 , son los pesos al final y al inicio de las plantas respectivamente; de cada humedal se extrae una muestra o espécimen vegetal, la cual fue sembrada en cada rectángulo descrito anteriormente, cada una de las muestras es puesta en un horno a $85^{\circ}C$ durante 36 horas, esto con el fin de llevarlo a peso constante. A estas muestras también se les mide la longitud de la raíz y la distribución de estas dentro del sistema piloto o humedal artificial, además de medir la longitud de las plantas respecto a tallo y hojas, tal y como se observa en la siguiente figura (figura 8.14).

La relación raíz-masa se calcula al final de cada experimento, para esto de la muestra de la planta que se sacrifica de cada humedal, se limpia con agua destilada y se realiza el mismo procedimiento para la determinación de la biomasa total, luego de determinado este parámetro, se procede a realizar el corte entre la zona basal de la planta y el tallo y de nuevo se mide la masa por separado. De acuerdo a [Sasikala et al. \(2009\)](#), la relación se establece con la siguiente ecuación (ecuación 8.9):

$$Relacion \text{ raíz} - masa = \frac{Biomasa \text{ subterranea } (g)}{Biomasa \text{ total } (g)} \quad (8.9)$$

El diámetro principal de la raíz principal se mide con un vernier (figura 8.13 (d)) y el área superficial de la raíz será estimada a partir de un software de puntos o a partir de estimación geométrica.

8.6.2. Determinación Nitrógeno y Fósforo en Plantas.

En la determinación de nitrógeno y fósforo total en plantas, se lleva a cabo el mismo procedimiento y se aplica la misma técnica para la caracterización de aguas, pero antes se debe llevar en solución las correspondientes muestras de biomasa. En el caso del nitrógeno total Se toma 0,1 gramos de la muestra que se encuentre a peso constante, en un balón Kjeldahl de 100 cm^3 ; se adicionan dos gramos de catalizador (óxido de mercurio y sulfato de potasio) y tres cm^3 de ácido sulfúrico concentrado; luego se somete el balón a la acción lenta del calor en el digestor y se sigue con el mismo procedimiento



(a) Medición de la longitud promedio de la biomasa aérea del papiro japonés (*Cyperus alternifolius*).



(b) Medición de la longitud promedio de la biomasa aérea del Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*).



(c) Medición de la longitud promedio de la biomasa aérea de la Elefanta (*Pennisetum purpureum*).



(d) Medición del diametro del tallo para la Elefanta (*Pennisetum purpureum*).

Figura 8.14: Medición de parámetros fisiológicos de la planta indicadores de crecimiento.

de determinación de nitrógeno total.

Al producto de la digestión una vez frío se adicionan 40 cm^3 de agua destilada y unos gránulos de zinc, se coloca en el destilador Kjeldahl y se agregan más o menos 15 cm^3 de soda con tiosulfato de sodio teniendo el cuidado de tapar inmediatamente el balón. El destilado se recoge en 10 cm^3 de ácido bórico con indicador y luego se titula con ácido clorhídrico de normalidad conocida. El punto final está dado por el paso de verde a rosado, luego se determina el consumo de ácido clorhídrico y se conoce la concentración de nitrógeno total a partir de la siguiente relación (ecuación 8.10):

$$C_{NT} = \frac{V_1 C_1}{V_2} \quad (8.10)$$

En el caso de la determinación de fósforo total, en un balón Kjeldahl de 50 cm^3 se pesan 0,2 gramos de muestra de biomasa, se agrega 1 cm^3 de ácido nítrico concentrado y se deja en reposo durante una noche. Luego se somete a digestión hasta que se vayan los vapores nitrosos y el volumen se reduzca a la mitad. Se deja enfriar el balón y se agrega 2 cm^3 de mezcla ternaria (mezcla comercial), se somete a digestión hasta obtener una solución clara, se enfría y se agrega uno a dos cm^3 de ácido clorhídrico concentrado; se calienta suavemente, se enfría nuevamente y se agrega agua destilada hasta la señal de enrase. En esta solución se determina P-K-Ca-Mg y se denomina solución A. Se pipetea 5 cm^3 de la solución A en un Erlenmeyer de 50 cm^3 ; se añaden 15 cm^3 de agua destilada y 2 cm^3 de mezcla de reactivos (Molibdato y Vanadato de Amonio) y se agita; el color amarillo que se desarrolla es estable por varias horas. Se deja estabilizar el color durante cinco minutos y luego se lee en un colorímetro o espectrofotómetro a 420 nm. De la misma manera como se desarrolla el color para la muestra se hace con patrones conocidos de 0; 4; 8; 12; 16; 20 ppm de fósforo y de acuerdo a las lecturas obtenidas se elabora una curva donde se han de leer las transmitancias correspondientes a las muestras.

Por ultimo se calcula la concentración de fósforo total en la muestra en miligramos por litro (mg/L) directamente de la curva de calibración, con la ecuación siguiente (8.11):

$$y = mx + b \quad (8.11)$$

Reportar los resultados en mg/L.

8.6.3. Determinación Porosidad de la Raíz.

La determinación de la porosidad de la raíz se realiza de acuerdo al procedimiento descrito por [Ahmadi et al. \(2013\)](#) y [Mei et al. \(2014\)](#), el método para determinar la porosidad que se usa es el método del picnómetro. Las raíces se cortan con una cuchilla de afeitar y suavemente se secan en un pañuelo de papel para eliminar el agua adherente (figura 8.14). Luego cada muestra de raíces se divide en tres partes iguales, desde el apical, en la parte media y en la parte basal detrás del ápice de la raíz. Cada una de las porciones de raíces se pesa por separado (W_3). Luego se llena con agua destilada el picnómetro y se mide su masa (W_2). Luego se extrae el agua del picnómetro y se introduce la muestra de la raíz en el picnómetro y se llena con agua destilada, teniendo cuidado de no aplastar el correspondiente tejido, se mide la correspondiente masa y a esta la llamamos (W_4). Luego se transfiere la muestra a un mortero con un poco de agua destilada y se tritura, de tal forma que esta no debe flotar, luego se transfiere al picnómetro nuevamente y se llena con agua destilada, se mide la masa y se apunta como (W_5), durante este procedimiento se debe de considerar la temperatura del agua y la temperatura ambiente, puesto que se hace necesario para el calculo de la densidad del agua y de la muestra. A partir de los datos recolectados, se determina el volumen de gas que ocupaba este en la raíz, a partir de la siguiente relación (ecuación 8.12):

$$Gas \text{ Volumen} = \frac{W_5 - W_4}{\rho} \quad (8.12)$$

Donde ρ es la densidad del agua destilada a la temperatura dada, W_5 es la masa del picnómetro con las raíces maceradas y W_4 es la masa del picnóme-

tro con las raíces sin macerar o sin destruir.



(a) Secado de la raíz de papiro japones (*Cyperus alternifolius*) en papel absorbente. (b) Secado de la raíz de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) japones en papel absorbente.

Figura 8.15: Secado de las raíces en papel absorbente para la determinación de la porosidad de la raíz.

Luego se calcula la densidad de la muestra, a partir de la siguiente relación (ecuación 8.13):

$$D = \frac{W_3}{(W_2 + W_3) - W_4} \quad (8.13)$$

Donde, W_2 es la masa del picnómetro con el agua destilada, W_3 es la masa de las raíces y W_4 es la masa del picnómetro con las raíces sin macerar o sin destruir.

A partir de la ecuación (8.13), se determina el volumen de la raíz, dado por la siguiente relación (ecuación 8.14):

$$Volumen\ raiz = \frac{W_3}{D} \quad (8.14)$$

Con la ecuación (8.12) y la ecuación (8.14), se determina el % de volumen que ocupaba el gas en el interior de la raíz, dado a partir de la siguiente relación (ecuación 8.15):

$$\% \text{ Volumen gas} = \frac{Volumen\ raiz}{Gas\ Volumen} \quad (8.15)$$

Por ultimo a partir de la ecuación (8.15) y ecuación (8.14), se determina la porosidad de la raíz, dado por la siguiente expresión:

$$\% \text{ porosidad raiz} = \frac{\% \text{ Volumen gas}}{Gas\ Volumen} \quad (8.16)$$

Capítulo 9

Resultados y Análisis de Resultados.

9.1. Evaluación y Caracterización del sustrato.

En la evaluación y caracterización del sustrato, en la evaluación del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en el diseño de humedales artificiales, se utilizaron dos medios de soportes diferentes: la grava como medio filtrante ultimo, el cual se ubicaba en el fondo de cada humedal y arena que permite el establecimiento de las plantas. De acuerdo a las condiciones anteriores el tamaño del sustrato, en función del diámetro nominal del mismo, es demasiado importante, puesto que este, no puede ser ni de gran tamaño puesto que disminuye el área de contacto y tampoco de un tamaño demasiado pequeño, ya que aumenta el área de contacto de la biomasa activa, pero, aumenta la cantidad de sólidos en el efluente y crea demasiadas zonas anaerobias en los humedales artificiales.

Cada sustrato se caracteriza en cuestión de su diámetro nominal, para esto se pasa una muestra por diferentes juegos de tamices, la cual ha sido tratada como se describió en el apartado de materiales y métodos, el número de tamiz, la masa que permanece en cada uno de los tamices, el %retenido y el área superficial, en el caso de la grava se encuentran descritos en la siguiente tabla (tabla 9.1). A partir de los resultados que se muestran en la tabla, se puede determinar el índice granulométrico del sustrato y observar cada uno

| Evaluación Sustrato: Grava | | | | | | |
|-----------------------------------|-----------------|----------------|------------------|----------|----------|---|
| Id | Tamiz(#) | masa(g) | %retenido | n | m | Área Su- perficial (cm^2/g) |
| 1 | 1 | 90 | 2.7 | 1 | 0.355 | 34.8 |
| 2 | 3/4 | 2271 | 68.1 | 3/4 | 0.477 | 1.4 |
| 3 | 1/2 | 482.5 | 14.5 | 1/2 | 0.7278 | 6.5 |
| 4 | 3/8 | 222 | 6.7 | 3/8 | 0.98 | 14.1 |
| 5 | 1/4 | 17.5 | 0.5 | 1/4 | 1.489 | 179.2 |
| 6 | 4 | 236.5 | 7.1 | 4 | 2 | 13.3 |
| 7 | 8 | 8.5 | 0.3 | 8 | 4.1 | 369.0 |
| Masa Grava (g) | | | | | 3336 | |
| Masa Recuperada Grava (g) | | | | | 3328 | |
| Indice Granulométrico | | | | | 0.666 | |

Cuadro 9.1: Tabla de Resultados de la Evaluación y Caracterización del Sustrato: Grava.

de los valores del área superficial que presenta cada uno de las variaciones del sustrato o grava en este caso. Se puede considerar que gran parte de la grava que componen los humedales artificiales, presenta un diámetro nominal de 19,00 *mm* que corresponde al 68,1 % del sustrato y un diámetro nominal del 12,50 *mm* que corresponde al 14,5 % del sustrato, por lo cual se puede aludir que el área superficial de la grava es pequeña, tal y como se puede observar en la tabla anterior (tabla 9.1), en donde los valores de área superficial son pequeños, a diferencia de la arena, este valor pequeño de área superficial de la grava, es de gran utilidad, puesto que permite una mayor permeabilidad del agua residual o el efluente en los dispositivos de salida, en este caso en la manguera perforada, y permite además crear espacios intersticiales demasiado grandes, los cuales no favorecen la creación de zonas “muertas” o zonas anaerobias y anóxicas.

Una forma de observar la distribución de la grava en el humedal con respecto al diámetro nominal, es a partir de la curva granulométrica de la grava que se muestra a continuación (figura 9.1). La curva granulométrica indica la proporción de material o sustrato que paso por cada uno de los

juegos de tamices, que han sido considerados en la evaluación de la muestra. Para el caso de la grava se puede observar, que el diámetro nominal de este sustrato es mayor a los 10 *mm*, puesto que posterior a este valor de diámetro en la gráfica, se ilustra que permanece un valor de grava inferior al 8,1 %.

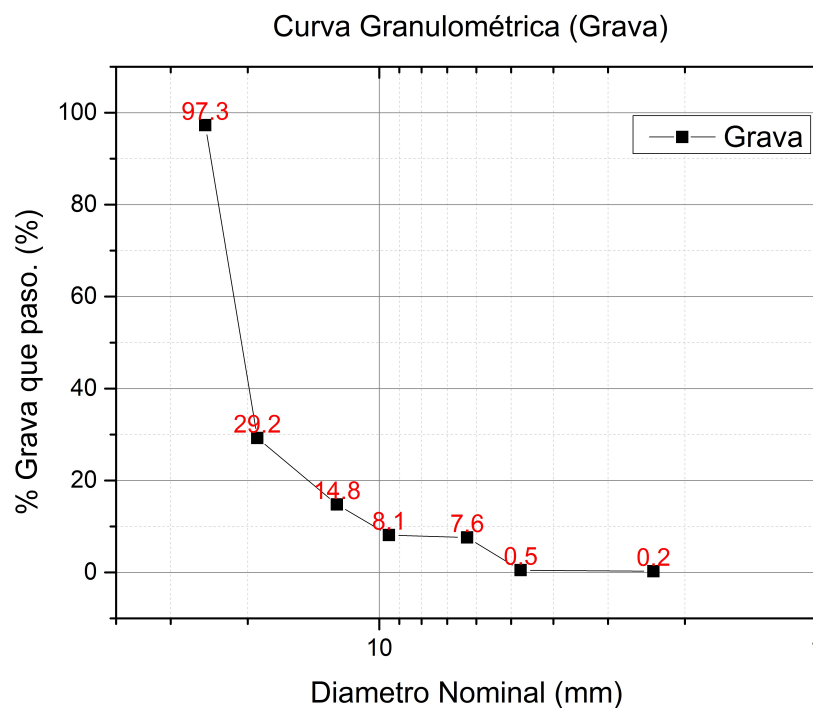


Figura 9.1:
Curva Granulométrica de la Grava.

La relación granulométrica de la grava que se muestra en la figura anterior (ver figura 9.1), demuestra de igual forma que la estructura en el fondo del humedal desde el punto de vista del tamaño de las partículas que lo forman, poseen un diámetro nominal de 19,00 *mm* y 12,50 *mm* en su gran mayoría o constitución del mismo.

De igual forma se caracteriza la arena en cuestión de su diámetro nominal, para esto se pasa una muestra por diferentes juegos de tamices, la cual ha sido tratada como se describió en el apartado de materiales y métodos, el

número de tamiz, la masa que permanece en cada uno de los tamices, el %retenido y el área superficial, en el caso de la arena se encuentran descritos en la siguiente tabla (tabla 9.2).

| Evaluación Sustrato: Arena | | | | | | |
|-----------------------------------|-----------------|----------------|------------------|----------|----------|---|
| Id | Tamiz(#) | masa(g) | %retenido | n | m | Área Su- perficial (cm^2/g) |
| 1 | 4 | 7.5 | 0.5 | 4 | 2 | 17982.9 |
| 2 | 8 | 123 | 7.5 | 8 | 4.1 | 1096.5 |
| 3 | 16 | 513.5 | 31.4 | 18 | 8.4 | 262.7 |
| 4 | 30 | 408 | 25.0 | 40 | 20 | 330.6 |
| 5 | 50 | 259 | 15.9 | 90 | 40 | 520.7 |
| 6 | 100 | 226.5 | 13.9 | 190 | 70 | 595.5 |
| 7 | 200 | 74.5 | 4.6 | 400 | 140 | 1810.4 |
| 7 | >200 | 13.5 | 0.8 | 900 | 300 | 9990.5 |
| Masa Arena (g) | | | | | 1633.5 | |
| Masa Recuperada Arena (g) | | | | | 1625.5 | |
| Indice Granulométrico | | | | | 33.02 | |

Cuadro 9.2: Tabla de Resultados de la Evaluación y Caracterización del Sustrato: Arena.

A partir de los resultados que se muestran en la tabla (tabla 9.2), se puede determinar el índice granulométrico del sustrato y observar cada uno de los valores del área superficial que presenta cada uno de las variaciones del sustrato o arena en este caso. Se puede considerar que gran parte de la arena que componen los humedales artificiales, presenta un diámetro nominal demasiado variado, tal que se encuentran valores de 1,18 mm que corresponde al 31,4 % del sustrato, 0,600 mm que corresponde al 25 % del sustrato, 0,300 mm que corresponde al 15,9 % del sustrato y un diámetro nominal del 0,150 mm que corresponde al 13,9 % del sustrato, por lo cual se puede aludir que el área superficial de la arena por cada unidad de área establecida en el humedal artificial es demasiado grande, tal y como se puede observar en la tabla anterior (tabla 9.2), en donde los valores de área superficial son grandes, a diferencia de la grava, este gran valor de área superficial de la arena, permite establecer no solo el sistema radicular de las plantas, sino

que, además permite el establecimiento de la variabilidad de microorganismos, es fundamental resaltar que gran parte de la arena, presenta un alto valor de diámetro nominal y que solo el 5,4 %, corresponde a polvo fino o material particulado con diámetro inferior a 0,100 mm , por lo que la cantidad de sólidos que este sustrato pueda agregar al efluente es mínimo, además debido a sus características de tamaño, este tiene la capacidad de remover gran cantidad de sólidos en suspensión en el afluente. El establecimiento del sistema radicular con respecto al sustrato, se muestra muy bueno, inclusive gran parte de las plantas muestran un buen afianzamiento entre las raíces y la arena, tal como se puede observar en la siguiente figura (figura 9.2).



(a) Establecimiento del Vetiver en el sustrato. (b) Afianzamiento de las raíces en el sustrato.

Figura 9.2: Establecimiento del sustrato y las plantas en los humedales artificiales.

Es importante observar que gran parte del sistema radicular de las plantas, presentan muy buena afinación con el sustrato empleado, tal que al paso de las semanas que perduro el experimento, las plantas y sus raíces, se encuentran con muy buen nivel afinamiento o amarrado del sustrato lo que inclusive indica la aprobación de las hipótesis supuestas, en las cuales el contenido de sólidos en el efluente es mínimo, un muy buen desarrollo del sistema

radicular y una baja tasa de evaporación por parte del sustrato, puesto que al momento de extracción de las plantas la arena contenía un gran contenido de humedad inclusive en la zona superficial expuesta a la atmósfera.

Una forma de observar la distribución de la arena en el humedal con respecto al diámetro nominal, es a partir de la curva granulométrica de la arena que se muestra a continuación (ver figura 9.3). La curva granulométrica indica la proporción de material o sustrato que paso por cada uno de los juegos de tamices, que han sido considerados en la evaluación de la muestra. Para el caso de la arena, se puede observar la estructura del sustrato es cuasiuniforme, puesto que la distribución de la arena a medida que pasa por el juego de tamices, parece seguir una distribución lineal o una proporción directa al diámetro nominal de cada tamiz, tal que a medida que la arena pasa por cada tamiz, se reduce su contenido aproximadamente en un 30 %, por lo que la arena, en cuestión de diámetro nominal se puede considerar con muy buena distribución por cada unidad de área que ocupa en el humedal, además de que no se van a presentar en la estructura del humedal, partículas de arena con diámetro demasiado grande, que pueda influir en el área superficial del mismo y en la retención de sólidos, ni material particulado o partículas de arena fina que puedan aumentar el contenido de sólidos en el effluente del humedal artificial. Se puede observar, que el diámetro nominal de este sustrato se encuentra entre los 2,36 *mm* y 0,150 *mm*, en este intervalo de diámetro, es donde se ubica mas del 90 % del sustrato, su variación es amplia pero uniforme, de tal forma que la arena con diámetro nominal grande, tiene la capacidad de crear una estructura o matriz en el humedal artificial para retener no solo los sólidos provenientes del afluente, sino para retener o servir de medio de soporte al material más fino que compone el sustrato; mientras que el material fino que compone el sustrato, sirve como medio de establecimiento para los microorganismos y medio filtrante para los sólidos de menor diámetro que provienen del afluente. La curva granulométrica que muestra el comportamiento de la estructura de la arena respecto a su diámetro nominal se encuentra en la siguiente figura (figura 9.3).

La relación granulométrica de la arena que se muestra en la figura anterior (figura 9.3), demuestra de igual forma que la estructura del humedal desde el punto de vista del tamaño de las partículas que lo forman, poseen un diámetro nominal de 2 *mm* y 0,1 *mm* en su gran mayoría o constitución del mismo.

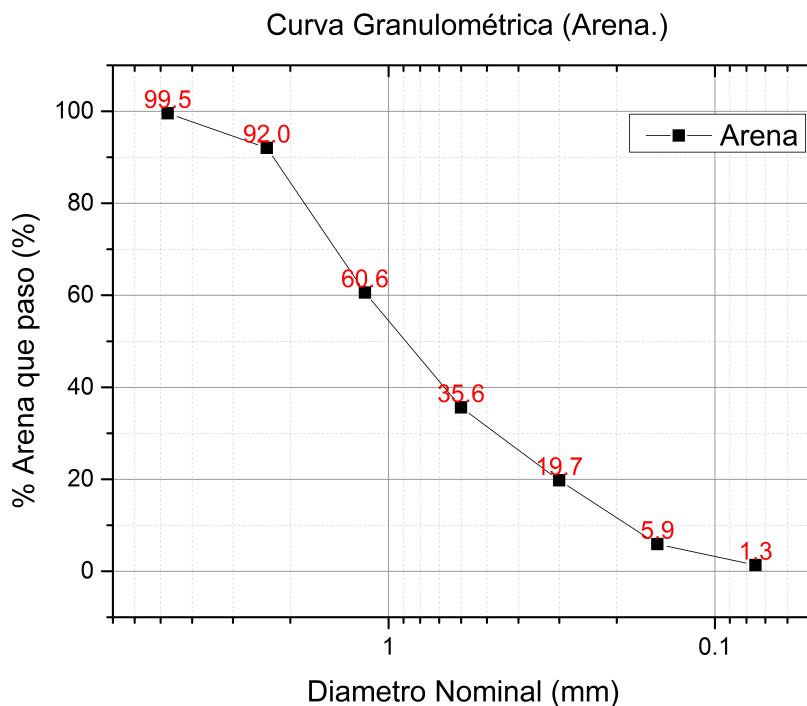


Figura 9.3:
Curva Granulométrica de la Arena.

Luego la importancia de la caracterización de un sustrato o medio de soporte en humedal subyace, en la necesidad de albergar no solo la biomasa subterránea de la planta o el sistema radicular, sino además en ser un adecuado medio filtrante, para el caso en que el agua residual contenga gran cantidad de sólidos en suspensión, debe ser un medio neutro que no afecte a los microorganismos y demás ecología que allí se establezca y permita un alto establecimiento de microorganismos que realizan en gran parte la depuración. Como se ha comentado en apartados anteriores y de acuerdo como comentan [Jin et al. \(2013\)](#), [Longsdon et al. \(1997\)](#) y [Liukkonen et al. \(2013\)](#) un buen medio de soporte es aquel que cumple las siguientes condiciones:

- a) Debe ser un adecuado medio filtrante de sólidos en suspensión en el agua residual, de tal forma que el tamaño del medio filtrante debe

recoger en gran cantidad los sólidos presentes en el A.R.D. y en el efluente descartar el mínimo de estos sólidos.

- b) El medio debe presentar la mayor área superficial, de tal forma que optimice el área de adecuación o establecimiento de los microorganismos, es decir, sustratos que presentan un diámetro nominal muy grande, presentan un área superficial muy pequeña por cada unidad de área donde se establece, lo cual reduce la disposición de biomasa activa y por tal la eficiencia del sistema, aumentan los tiempos de retención hidráulico y aumenta el tiempo de establecimiento de la vegetación en el humedal; a diferencia de sustratos de menor diámetro nominal, los cuales crean mayor área superficial en los humedales artificiales.
- c) El medio debe ser totalmente neutro, de baja reactividad, no debe presentar peligro alguno ni para la salud humana, ni para los humedales artificiales y no debe agregar algún parámetro contaminante al agua residual que esta siendo tratada, por ejemplo, el uso de arena, zeolita y grava como sustrato, constituyen medios ideales, puesto que no se descomponen o reaccionan en contacto con el A.R.D., mientras que el uso de arcillas u otros sustratos, puede aumentar el color, turbiedad y cantidad de sólidos en las aguas residuales.
- d) Debe presentar altas tasas de infiltración, permeabilidad hidráulica y debe constituir una baja tasa de evaporación o de asimilación del calor latente presente en la atmósfera.

En consideración con los resultados obtenidos y lo expuesto por [Cisneros et al. \(2012\)](#), [Otálora Rodríguez \(2014\)](#) y [Ahmadi et al. \(2013\)](#) en relación con construcción de humedales artificiales y evaluación de medios de soporte para el mismo sistema de tratamiento no convencional, se puede por tal considerar que el medio de soporte que se utiliza para los sistemas pilotos cuenta y cumple con los requerimientos establecidos, puesto que, en primer lugar la distribución del diámetro nominal del medio de soporte o sustrato, debido a su homogeneidad, permite retener diferentes sólidos sedimentables presentes en el afluente, permite el correcto establecimiento y desarrollo del sistema radicular en las plantas, resultado que se observa en la caracterización de las plantas al final del experimento y además permite altas tasa de infiltración del afluente, de tal manera que este no permanece un gran lapso de tiempo en la superficie, sino que la permeabilidad hidráulica en este caso es grande por lo que la tasa de evaporación del agua es baja.

9.2. Caracterización del Agua Sintética.

Los resultados del análisis del agua sintética, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior, se realiza una caracterización respectiva al agua sintética, evaluando los siguientes parámetros: pH, oxígeno disuelto, sólidos totales, suspendidos y disueltos, DQO^1 , DBO_5^2 , NTK o nitrógeno total Kjeldahl y PT o fósforo total. Cada uno de los resultados que se obtiene, debido a la evaluación de los parámetros respectivos en mención, son el respectivo promedio de cada una de las muestras de agua sintética que se prepara para adicionar a los humedales artificiales, es decir, cada vez que se prepara el agua sintética para el experimento se miden los parámetros anteriores para el afluente de los humedales artificiales y los respectivos resultados que se muestran en la siguiente tabla (ver tabla 9.3), son el promedio de cada uno de los datos obtenidos.

En la tabla (ver tabla 9.3), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo del agua sintética, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para conocer cual es la variación de los datos respecto a la media y por ultimo se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

El agua sintética que se prepara como afluente para cada uno de los sistemas pilotos o los humedales artificiales en cuestión, presenta valores de pH promedios a un agua residual domestica común, tal y como señala [Torres Lozada et al. \(1996\)](#), el pH de cada una de las muestras de agua sintética, es muy cerca a la neutralidad y su variación es muy baja, tal que el coeficiente de variación es de 3 % respecto a la media. La tasa de O.D., es demasiado alta, respecto a los valores que presenta un A.R.D. común, esto se debe principalmente al suministro de oxígeno por burbujeo que se le hace al agua de grifo, antes de la preparación del agua sintética, para remover el cloro que esta presenta cuando se le adiciona el tiosulfato de sodio. Los valores de DBO_5 y DQO , se encuentran en el rango de un A.R.D. común tal y como señala [Longsdon et al. \(1997\)](#), [Torres Lozada et al. \(1996\)](#) y [Saldarriaga Mo-](#)

¹Demanda Química de Oxígeno.

²Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días

lina et al. (2010), los cuales comentan que el intervalo promedio para un A.R.D. en cuestión de DBO_5 esta entre $100 - 400 \text{ ppmO}_2$ y DQO entre $350 - 800 \text{ ppmO}_2$; la variación de estos parámetros respectivamente respecto a la media son del 15 % y 6 %, tal y como se muestra en la tabla (tabla 9.3).

De igual forma los valores de sólidos, NTK y PT, que componen al agua sintética, se encuentran en los respectivos rangos de un A.R.D. común. La importancia en la determinación de estos parámetros subyace en la naturaleza de remoción y biodegradabilidad de los humedales artificiales, respecto a algunos compuestos que forman parte del afluente. Tal y como resalta Longsdon et al. (1997), la evaluación de los parámetros de un afluente es demasiado importante a la razón de elegir el respectivo sistema de tratamiento, considerándose un tratamiento biológico, un tratamiento convencional o mixto, bajo el siguiente criterio:

- 1) $DBO_5/DQO < 0,2$. Indica la presencia predominante de contaminantes de materia orgánica de poca biodegradabilidad.
- 2) $0,2 \leq DBO_5/DQO \leq 0,6$. Indica la presencia de contaminantes de materia orgánica biodegradable y de poca biodegradabilidad.
- 3) $DBO_5/DQO > 0,6$. Señala la presencia predominante de contaminación de materia orgánica biodegradable.

A razón del supuesto anterior, se quiere determinar si los compuestos presentes en el agua sintética, son de fácil degradabilidad, para los humedales artificiales en cuestión de materia orgánica, en este caso la relación $DBO_5/DQO = 0,66$, lo que establece que la materia orgánica presente es de fácil biodegradabilidad, la respectiva justificación y análisis se realiza en el apartado siguiente o análisis de resultados.

La preparación del agua sintética como se comenta en apartados anteriores, se hace bajo los respectivos parámetros propuestos por Saldarriaga Molina et al. (2010), Torres Lozada et al. (1996) y Longsdon et al. (1997), en donde el agua sintética que se le agregan a cada uno de los respectivos sistemas pilotos, corresponde a una preparación semejante o de igual proporción en términos de contaminantes a los reportados a un agua común residual de origen doméstico, es por tal que se puede estimar que las tasas de remoción que presentan los sistemas pilotos o humedales artificiales, pueden ser trasladados a un agua residual de origen doméstico original.

| Evaluación Parámetros del Agua Sintética. | | | | |
|---|------------------------------------|-----------|----------|------|
| Parámetro | Unidades | \bar{x} | σ | C.V. |
| pH | pH | 7.08 | 0.18 | 0.03 |
| O.D | mg O ₂ /L | 5.69 | 0.48 | 0.08 |
| S.T | mg/L | 2363.6 | 277.9 | 0.12 |
| S.S.T | mg/L | 1456.2 | 246.1 | 0.17 |
| S.D.T | mg/L | 907.4 | 402.6 | 0.44 |
| DBO ₅ | mg O ₂ /L | 350.2 | 50.9 | 0.15 |
| DQO | mg O ₂ /L | 528 | 31.3 | 0.06 |
| NTK | mg /L-NH ₄ ⁺ | 56.8 | 6.06 | 0.11 |
| PT | mg/L-PO ₄ ³⁻ | 8.2 | 1.48 | 0.18 |

Cuadro 9.3: Resultados de la evaluación de parámetros en la caracterización del agua sintética. Donde \bar{x} es el promedio de cada parámetro, σ es la desviación estándar del parámetro y C.V. es el coeficiente de variación del correspondiente parámetro.

9.3. Tiempo de Retención Hidráulico.

La determinación del tiempo de retención hidráulico, se puede determinar por diferentes formas, primero diferenciando el TRH del afluente(θ), del TRH del contaminante(θ_c), respectivamente el primero hace referencia al tiempo o lapso por unidad de tiempo que permanece el afluente dentro del sistema para su tratamiento y luego ser vertido, en muchas ocasiones el TRH y el TRH del contaminante es igual y a veces se busca de esta manera, con el fin de reducir recursos y costos, el segundo hace referencia al tiempo de residencia del contaminante que quiere ser removido durante el tratamiento, como se comenta a veces estos tiempos suelen ser iguales, pero a veces debido a la complejidad del contaminante, se debe reincorporar el contaminante al sistema sin el efluente o el agua que lo contenía a través de cualquier sistema de tratamiento. En este caso en la evaluación de vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en el diseño de humedales artificiales, el tiempo de retención hidráulico es igual al tiempo de retención del contaminante ($\theta = \theta_c$).

Los resultados del tiempo de retención hidráulico, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior (ver capítulo

10, sección tiempo de retención hidráulico), la idea en determinar el TRH óptimo subyace en considerar cual es el valor de DQO mínimo que presentan los humedales artificiales, a medida que transcurre un lapso de tiempo; ahora es importante considerar que para la determinación del TRH óptimo en humedales artificiales algunos autores señalan que se debe determinar a partir de la DBO_5 , puesto que es esta la fracción de materia orgánica que van a utilizar los microorganismos y las plantas para sus respectivos procesos de síntesis, en este caso se determina es a partir de la DQO , debido a la eficiencia y tiempo de la técnica en comparación con la DBO_5 . Cada uno de los resultados que se obtiene, son el respectivo promedio de cada una de las muestras de agua sintética para la DQO que se prepara para adicionar a los humedales artificiales, de igual forma, se presenta el promedio de la DQO en cada día de evaluación para el efluente, así como la respectiva remoción en cada lapso de tiempo evaluado, los respectivos resultados se muestran en la siguiente tabla (ver tabla 9.4), son el promedio de cada uno de los datos obtenidos.

En la tabla (ver tabla 9.4), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo del agua sintética, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para conocer cual es la variación de los datos respecto a la media y por ultimo se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

Al finalizar cada uno de los muestreos en los diferentes tiempos estimados y con los datos de DQO en el afluente y el fluente y el % de remoción estimado, tal y como se muestra en la tabla anterior (ver tabla 9.4), se determina el TRH óptimo, el cual es el día en donde se presenta el más bajo valor de DQO , para este caso como se ilustra en la figura siguiente (ver figura 9.4), el gráfico de barras muestra que en el día 2 o a las 48 horas, después de agregada el agua sintética o el afluente, la DQO es mínima y en tiempos posteriores este tiende a aumentar, la razón de esta situación se explica mejor en el apartado siguiente o en el análisis de resultados, aunque de manera introductoria, como se había mencionado los microorganismos y las plantas no solo realizan procesos de síntesis, donde remueven la materia orgánica, sino, también procesos de residuos celulares, donde producen compuestos orgánicos, algunos de fácil degradabilidad y otros de no tanta como los UAP y BAP (mencionados en

| Tiempo de Retención Hidráulico Óptimo. | | | | |
|--|---------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------|
| Id | Tiempo (días) | $D\bar{Q}O_i$ (mg O_2 /L) | $D\bar{Q}O_f$ (mg O_2 /L) | %remoción(%) |
| 1 | 1 | $528 \pm 31,3$ | $221 \pm 12,3$ | 58.14 |
| 2 | 2 | $528 \pm 31,3$ | $125 \pm 10,2$ | 76.33 |
| 3 | 3 | $528 \pm 31,3$ | $134 \pm 15,3$ | 74.62 |
| 4 | 4 | $528 \pm 31,3$ | $149 \pm 9,5$ | 71.78 |
| 5 | 5 | $528 \pm 31,3$ | $183 \pm 23,2$ | 65.34 |
| 6 | 6 | $528 \pm 31,3$ | $153 \pm 15,7$ | 71.02 |
| 7 | 7 | $528 \pm 31,3$ | $175 \pm 17,2$ | 66.86 |
| 8 | 8 | $528 \pm 31,3$ | $156 \pm 17,9$ | 70.45 |

Cuadro 9.4: Resultados en la determinación del tiempo de detención hidráulico óptimo del afluente para los humedales artificiales. Donde $D\bar{Q}O_i \pm \sigma$ es el valor promedio de la DQO en el afluente y $D\bar{Q}O_f \pm \sigma$ es el valor promedio de la DQO en el efluente de los humedales artificiales.

el marco de referencia), además de procesos de depredación y endogénesis, que se suceden en el humedal sino se agrega la cantidad de nutrientes a los cuales fueron aclimatizados, las plantas por su parte al no tener la proporción de nutrientes disponibles, empiezan a oxidarse y en consecuencia se obtiene muerte del sistema radicular y muerte de la biomasa aérea, lo cual aumenta significativamente el valor de DQO.

Luego como se menciona el tiempo de retención hidráulico óptimo para cada sistema piloto es de dos días, es en este lapso de tiempo donde se presenta el valor de evaluación de DQO más bajo, mientras que en los días posteriores se presenta un aumento de DQO, el valor que se presenta $TRH = 2$ días, es acorde a los reportados en la literatura especialmente por [Rittmann and McCarty \(1997\)](#) y [Yocum \(2005\)](#), en donde en los sistemas de balsas, humedales y pantanos se recomiendan TRH de 2 a 5 días, dependiendo del contaminante específico que se requiere remover, en este caso el objetivo es remover materia orgánica y contaminantes orgánicos, especificados a partir de la evaluación de DBO_5 y DQO , de acuerdo a [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), el TRH óptimo va depender de la tasa de remoción de contaminantes; la remoción de materia orgánica por procesos de síntesis y

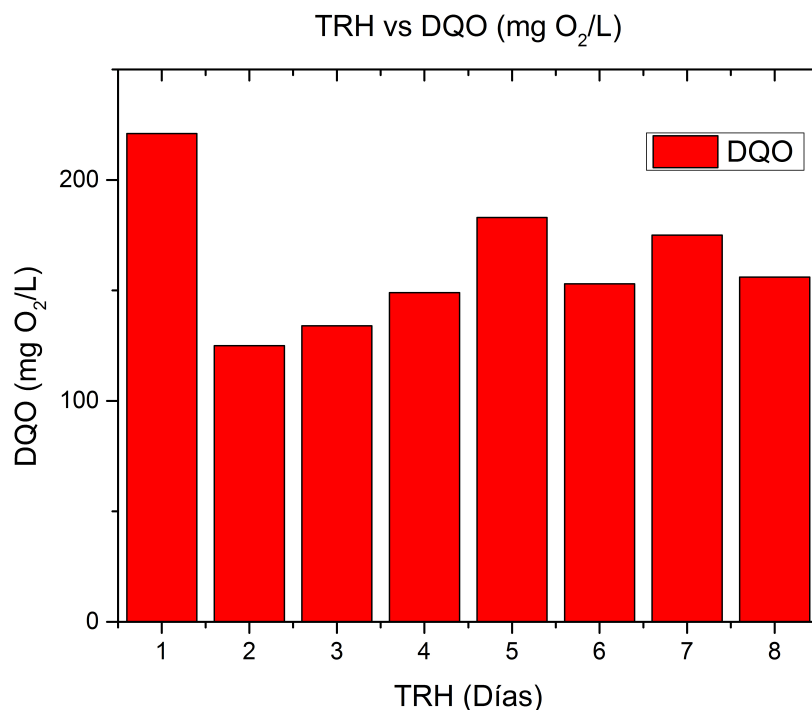


Figura 9.4: Distribución de la DQO en el effluente para la determinación del TRH óptimo en los humedales artificiales.

oxidación a partir de organismos conlleva menos tiempo que la oxidación y remoción de contaminantes específicos como el nitrato y fosfato, luego para remoción de DQO y DBO_5 se necesita un menor tiempo de retención que para la remoción de contaminantes específicos, los cuales necesitan un mayor TRH, tal y como menciona (Rittmann and McCarty, 1997), para nitratos y fosfatos se necesitan TRH aproximadamente de 5 a 9 días. Ahora estos tiempos de retención hidráulico, no se pueden manejar en humedales artificiales, puesto que, como se ha visto aumentan la concentración de DQO, esto se puede deber en gran parte a la materia orgánica remanente, los productos de no fácil degradación originados por los organismos y por los mismos productos dados en la oxidación de materia orgánica que para ser oxidados deben llevarse a TRH más altos. El aumento en la DQO, también se puede deber

a la degradación en el sistema radicular, cuando no se presentan la cantidad necesaria de nutrientes para la planta y a la biomasa activa que muere o se depreda (endogénesis) debido a la falta de los nutrientes provenientes del afluente.

9.4. Evaluación y Caracterización del Efluente.

9.4.1. Evaluación del pH en el efluente.

Los resultados de pH provenientes del efluente, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior. El respectivo resultado de pH que se muestra en la tabla (ver tabla 9.5), corresponden al promedio de pH de cada humedal artificial homologo, es decir, el experimento en su totalidad estaba constituido por 12 humedales, tal y como se ha comentado en apartados anteriores, divididos de la siguiente manera: 3 corresponde a blanco (-) o a humedales solo con medio de soporte y el inculo de microorganismos pero sin plantas, el segundo sistema piloto esta constituido por 3 humedales con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), el tercer sistema constituido por 3 humedales con elefanta (*Pennisetum purpureum*) y el ultimo sistema piloto formado por 3 humedales con papiro japones (*Cyperus alternifolius*).

A cada humedal se le extrae respectivamente la muestra o el efluente después del tiempo de retención hidráulico óptimo (TRH) estimado y a cada una de estas se le mide el pH, tal que las muestras de los humedales homólogos, conforman el respectivo promedio para cada sistema piloto (1 sistema piloto esta conformado por 3 humedales homólogos o 3 humedales con la misma especie de planta), tal y como se muestra en la tabla siguiente (ver tabla 9.5).

En la tabla (ver tabla 9.5), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo por sistema piloto, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para conocer cual es la variación de los datos respecto a la media y por ultimo se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

| Evaluación y Caracterización del Efluente. | | | | |
|--|-------------|---|--|--|
| Evaluación Parámetro: pH (pH) | | | | |
| Muestreo | Blanco (-) | Papiro japonés (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>) |
| 1 | 6,30 ± 0,20 | 6,45 ± 0,48 | 6,50 ± 0,47 | 6,40 ± 0,63 |
| 2 | 6,91 ± 0,57 | 6,33 ± 0,21 | 6,56 ± 0,80 | 7,34 ± 0,16 |
| 3 | 6,61 ± 0,62 | 6,61 ± 0,17 | 5,67 ± 0,63 | 6,56 ± 0,61 |
| 4 | 6,03 ± 0,28 | 6,65 ± 0,83 | 6,12 ± 0,58 | 7,11 ± 0,79 |
| 5 | 5,86 ± 1,07 | 6,93 ± 0,16 | 6,58 ± 0,18 | 6,68 ± 0,73 |
| 6 | 5,82 ± 0,91 | 6,79 ± 0,30 | 6,91 ± 0,13 | 6,19 ± 0,04 |
| 7 | 6,44 ± 0,77 | 6,56 ± 0,23 | 7,03 ± 0,25 | 6,71 ± 0,17 |
| \bar{x} | 6.28 | 6.62 | 6.48 | 6.71 |
| σ | 0.40 | 0.20 | 0.46 | 0.40 |

Cuadro 9.5: Resultados de la variación del pH en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio del pH y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente.

Con los datos promedio de cada sistema piloto en cada muestra, se determina al final un promedio general para cada sistema piloto o conjunto de humedales, que resume el promedio y la desviación estándar durante las tres semanas o los 7 muestreos que duro el experimento, en este caso se puede observar a partir de la tabla 9.5, que el pH en el efluente en general para todos los sistemas pilotos esta muy cercano a la neutralidad, tal que es ligeramente ácido, en correspondencia con el pH del afluente que era de $7,08 \pm 0,18$. El valor promedio de pH más bajo lo presento el blanco (-), el cual es de $6,28 \pm 0,40$, seguido por el vetiver con un promedio de $6,48 \pm 0,46$, el papiro japonés con un promedio de $6,62 \pm 0,20$ y por ultimo la elefanta, el cual presento una variación de pH muy baja respecto al pH del agua sintética y muy cerca a la neutralidad con un valor promedio de $6,71 \pm 0,40$.

La variación del pH en cada uno de los muestreos por cada sistema pilo-

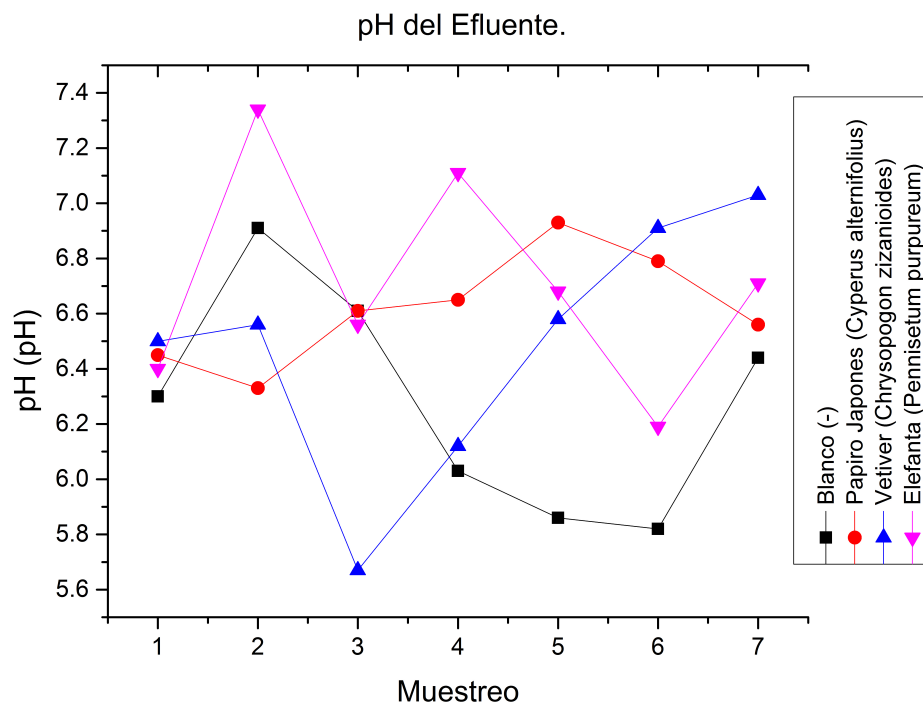


Figura 9.5:

Variación del pH en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva.

to, se puede observar en la siguiente figura (ver figura 9.5), en donde en la abscisa se encuentra la unidad de muestreo y en la ordenada el valor de pH para cada sistema piloto; tal y como se ha comentado, la variabilidad del pH es demasiado alto, bajo un rango muy pequeño (cerca a la neutralidad), pero siempre bajo el estándar de acidez, como se muestra en la figura 11.5, donde el valor máximo presentado es de 7.2 por la elefanta y el valor mínimo es de 5.7 por el vetiver, ya a partir de este rango se empieza a mostrar la variabilidad del pH en cada uno de los sistemas pilotos. El rango de acidez, como se discutirá más adelante en el análisis de resultados se puede deber a que gran parte de los productos de desecho de los microorganismos son de carácter ácido, debido a que cuando oxidan la materia orgánica correspondiente siendo,

este su sustrato y como aceptor de electrones el oxígeno, nitrato o sulfato, dependiendo de la especie de microorganismos, la vía de reducción siempre se van a dar especies ácidas, también las raíces de las plantas exudan especies ácidas, lo cual hace que el pH del afluente disminuya y por tal en el efluente se presente esta caída de pH.

El pH es quizás uno de los principales parámetros que se deben de considerar en el tratamiento de un agua residual sea doméstica o industrial. El pH es uno de los principales indicadores en campo, que permiten conocer el carácter ácido o básico de un agua residual, el discernimiento de este parámetro para el diseño de sistemas de tratamiento convencional es fundamental, puesto que a partir de este valor se puede optimizar y diseñar algunas unidades de tratamiento, como lo son los coaguladores por ejemplo, además de reconocer la variación de la dosis de coagulante o floculante que se le debe adicionar, para realizar la remoción correspondiente de sólidos, puesto que existe una relación entre el pH y el comportamiento de estos compuestos con el agua; el pH también juega un papel fundamental en el transporte del agua residual, por ejemplo, aguas residuales con pH demasiados bajos o ácidos, no pueden ser transportados a través de tuberías de concreto u hormigón o sobre tuberías de hierro o metales de fácil corrosión. De igual forma el pH en el efluente de un agua, debe ser controlado, puesto que este influye sobre la fuente receptora, sobre el sistema colector o alcantarillado y sobre la misma dinámica del sistema; lo ideal es tener un afluente y un efluente con un pH cercano a la neutralidad.

En el caso de los humedales artificiales, controlar el pH es demasiado importante, especialmente para las plantas y los microorganismos, en primer lugar para mantener la cinética del crecimiento bacteriano, los microorganismos crecen bajo un rango de pH óptimo entre la neutralidad y medio ligeramente ácidos, si el pH tiende a disminuir demasiado a la acidez, los microorganismos mueren o tienden a disminuir su tasa de crecimiento y en vez de esto empiezan a proliferar hongos y organismos filamentosos, disminuyendo la remoción de materia orgánica en el afluente y por tal dando por terminado la vida de las plantas y por consiguiente del mismo humedal artificial. En segundo lugar un pH con tendencia a la acidez, disminuye el aceptor de electrones para la oxidación de materia orgánica, siendo en este caso el oxígeno por excelencia, si el oxígeno disminuye en los sistemas de humedales artificiales, inmediatamente se presentan otros aceptores de electrones, tales

como el nitrato o el sulfato, los cuales son menos eficiente y producen productos que tienden a aumentar la DQO en el afluente, además de acidificar el medio aun mas por la formación de especies como H_2S , HNO_3 , entre otras y en tercer lugar pH que tienden a ser inestables, disminuyen en gran proporción la vida del humedal artificial y la tasa de remoción de contaminantes disminuye, tal y como señala Rittmann and McCarty (1997), Ávila et al. (2013) y Gikas and Tsihrintzis (2012), estos autores han demostrado que el pH óptimo de funcionamiento en sistemas de tratamiento no convencionales que utilizan plantas y microorganismos debe estar en un pH entre [6,5 – 7,5], para el caso de los sistemas pilotos el pH promedio en cada humedal se mantiene bajo el rango anterior descrito.

9.4.2. Evaluación del O.D. en el efluente.

Los resultados de O.D. provenientes del efluente, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior. El respectivo resultado de O.D. que se muestra en la tabla (ver tabla 9.6), corresponden al promedio de O.D. de cada humedal artificial homólogo, es decir, el experimento en su totalidad estaba constituido por 12 humedales, tal y como se ha comentado en apartados anteriores, divididos de la siguiente manera: 3 corresponde a blanco (-) o a humedales solo con medio de soporte y el inoculo de microorganismos pero sin plantas, el segundo sistema piloto esta constituido por 3 humedales con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), el tercer sistema constituido por 3 humedales con elefanta (*Pennisetum purpureum*) y el ultimo sistema piloto formado por 3 humedales con papiro japones (*Cyperus alternifolius*).

A cada humedal se le extrae respectivamente la muestra o el efluente después del tiempo de retención hidráulico óptimo (TRH) estimado y a cada una de estas se le mide el O.D., tal que las muestras de los humedales homólogos, conforman el respectivo promedio para cada sistema piloto (1 sistema piloto esta conformado por 3 humedales homólogos o 3 humedales con la misma especie de planta), tal y como se muestra en la tabla siguiente (tabla 9.6).

En la tabla (tabla 9.6), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo por sistema

piloto, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para conocer cual es la variación de los datos respecto a la media y por ultimo se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

| Evaluación y Caracterización del Efluente. | | | | |
|--|-----------------|---|---|--|
| Evaluación Parámetro: O.D. (mg O_2 /L) | | | | |
| Muestreo | Blanco (-) | Papiro japonés (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopsis zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>) |
| 1 | $2,61 \pm 0,54$ | $3,35 \pm 0,37$ | $2,41 \pm 1,04$ | $2,39 \pm 0,17$ |
| 2 | $2,26 \pm 0,71$ | $3,38 \pm 0,21$ | $2,67 \pm 0,50$ | $2,68 \pm 0,30$ |
| 3 | $1,51 \pm 0,17$ | $2,92 \pm 0,47$ | $2,68 \pm 0,30$ | $2,77 \pm 0,27$ |
| 4 | $1,65 \pm 0,29$ | $2,70 \pm 0,34$ | $2,46 \pm 0,37$ | $2,17 \pm 0,15$ |
| 5 | $1,80 \pm 0,22$ | $2,73 \pm 0,35$ | $2,47 \pm 0,11$ | $2,60 \pm 0,39$ |
| 6 | $2,22 \pm 0,09$ | $2,55 \pm 0,21$ | $2,06 \pm 0,21$ | $2,33 \pm 0,29$ |
| 7 | $1,75 \pm 0,71$ | $2,38 \pm 0,11$ | $2,50 \pm 0,30$ | $2,29 \pm 0,29$ |
| \bar{x} | 1.97 | 2.86 | 2.46 | 2.46 |
| σ | 0.40 | 0.38 | 0.21 | 0.22 |
| % O.D. | 65.35 | 49.76 | 56.69 | 56.74 |

Cuadro 9.6: Resultados de la variación del O.D. en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio del O.D. y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente.

Con los datos promedio de cada sistema piloto en cada muestra, se determina al final un promedio general para cada sistema piloto o conjunto de humedales, que resume el promedio y la desviación estándar durante las tres semanas o los 7 muestreos que duro el experimento, en este caso se puede observar a partir de la tabla 9.6, que el O.D. en el efluente en general para todos los sistemas pilotos disminuyó, en correspondencia con el O.D. del afluente que era de $5,69 \pm 0,48 \text{ ppm } O_2$. El valor promedio de O.D. más bajo lo presento el blanco (-), el cual es de $1,97 \pm 0,40 \text{ ppm } O_2$, seguido por el vetiver con un promedio de $2,46 \pm 0,21 \text{ ppm } O_2$, la elefanta con un promedio

de $2,46 \pm 0,22 \text{ ppm } O_2$ y por ultimo el papiro japones, el cual presenta la concentración de O.D. mas alta respecto a los demás sistemas pilotos con un valor promedio de $2,86 \pm 0,38 \text{ ppm } O_2$.

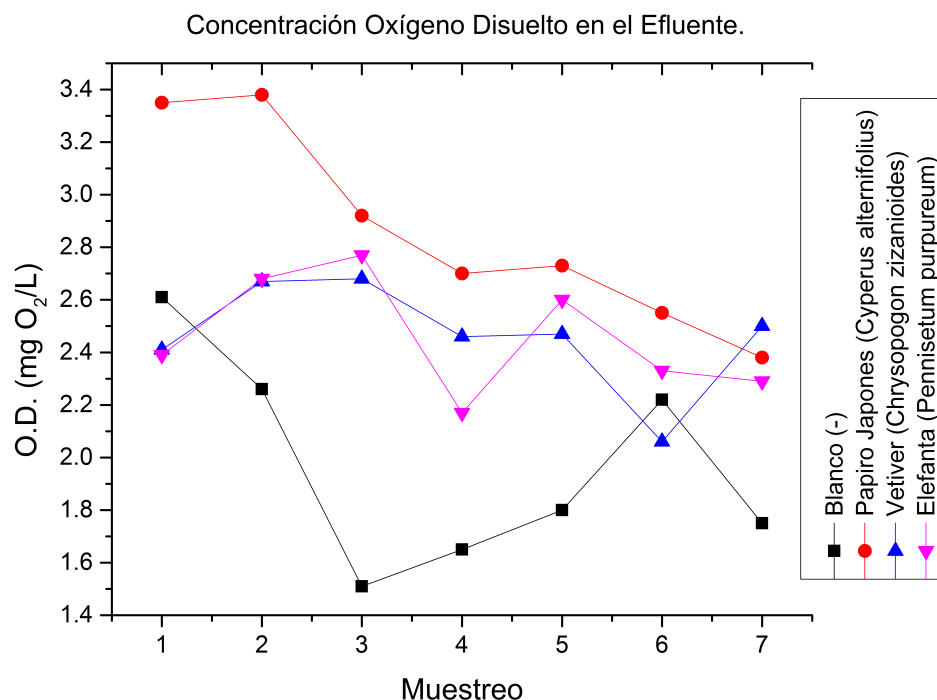


Figura 9.6:
Variación del O.D. en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva.

La variación del O.D. en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en la siguiente figura (figura 9.6), en donde en la abscisa se encuentra la unidad de muestreo y en la ordenada la concentración del O.D. para cada sistema piloto; como se puede observar y como se comenta el sistema piloto que mantiene la mas alta concentración de O.D. en el efluente es el papiro japones, el sistema con más baja concentración de O.D. es el blanco (-), mientras que, la concentración de O.D. en la elefanta y

el vetiver su variación es muy uniforme. Las principales razones, por lo cual, el oxígeno disuelto en el efluente de las plantas o los humedales artificiales con plantas permanece y tal como se explica en el análisis de resultados, se debe a que las plantas aumentan su sistema radicular y al aumentar el sistema radicular, incrementa la proporción de porosidad de la raíz, por lo que el intercambio gaseoso también aumenta, de acuerdo a [Ahmadi et al. \(2013\)](#), las plantas dentro del proceso de fotosíntesis no solo eliminan oxígeno en las hojas, siendo este su principal forma de eliminación, pero también lo hacen también a través de tallos y el sistema radicular. Considerando un sistema inicial de cero o nula concentración de O.D. en los humedales artificiales, tal que en el inicio del experimento, solo el mayor portador de oxígeno disuelto es el afluente, luego se puede establecer, la correspondiente tasa de consumo de O.D. en el humedal artificial, tal que en la tabla (tabla 9.6), se puede observar el % de uso o gasto del O.D. que se encontraba en el afluente, luego el blanco (-) tuvo un gasto del O.D. del 65,35 %, el papiro japonés del 49,76 %, el vetiver de 56,69 % y la elefanta de 56,74 %.

El O.D. es uno de los parámetros de mayor trascendencia que siempre se busca salvar en cualquier fuente de agua, puesto que es uno de los principales parámetros que debido a su pérdida indican presencia de agentes contaminantes de fácil oxidación en el agua. El oxígeno disuelto es la concentración de oxígeno en el agua, sus fuentes pueden devenir de diferentes formas, pero en fuentes naturales de aguas se debe principalmente por el movimiento del agua, causado por resacas hidráulicas naturales y por el intercambio de gases con la atmósfera. El oxígeno que logra penetrar en el agua, mantiene las condiciones de vida en la misma, es el principal aceptor de electrones en el agua, lo que es vital puesto evita que aparezcan olores ofensivos, si la materia orgánica utiliza otros aceptores de electrones como el sulfato o el nitrato, para oxidarse. Su pérdida en el agua, se puede deber al aumento de temperatura en el agua, al aumento de materia orgánica o de otros agentes contaminantes, lo que ocasiona un rápido deterioro de la fuente hídrica, sino es tratada en plantas de tratamiento.

9.4.3. Remoción de Sólidos Totales (S.T.)

Los resultados de S.T. remanentes provenientes del efluente, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior. El respectivo resultado de S.T. que se muestra en la tabla (tabla 9.7), corres-

ponden al promedio de S.T. de cada humedal artificial homólogo, es decir, el experimento en su totalidad estaba constituido por 12 humedales, tal y como se ha comentado en apartados anteriores, divididos de la siguiente manera: 3 corresponde a blanco (-) o a humedales solo con medio de soporte y el inoculo de microorganismos pero sin plantas, el segundo sistema piloto esta constituido por 3 humedales con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), el tercer sistema constituido por 3 humedales con elefanta (*Pennisetum purpureum*) y el ultimo sistema piloto formado por 3 humedales con papiro japones (*Cyperus alternifolius*).

A cada humedal se le extrae respectivamente la muestra o el effluente después del tiempo de retención hidráulico óptimo (TRH) estimado y a cada una de estas se le mide los S.T., tal que las muestras de los humedales homólogos, conforman el respectivo promedio para cada sistema piloto (1 sistema piloto esta conformado por 3 humedales homólogos o 3 humedales con la misma especie de planta), tal y como se muestra en la tabla siguiente (tabla 9.7).

En la tabla (tabla 9.7), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo por sistema piloto, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para conocer cual es la variación de los datos respecto a la media y por ultimo se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

Con los datos promedio de cada sistema piloto en cada muestra, se determina al final un promedio general para cada sistema piloto o conjunto de humedales, que resume el promedio y la desviación estándar durante las tres semanas o los 7 muestreos que duro el experimento, en este caso se puede observar a partir de la tabla 9.7, que los sólidos totales en el effluente en general para todos los sistemas pilotos disminuyó en gran cantidad, tal que para cada uno se puede estimar la alta tasa de eficiencia de remoción la cual fue superior al 90 % en los casos con humedales con plantas, esto en correspondencia con los sólidos totales (S.T.) del afluente que era de $2363,6 \pm 277,9$ ppm. El valor promedio de S.T. más bajo lo presento la elefanta, con una concentración de sólidos totales remanentes en el effluente de $102,16 \pm 28,60$ ppm con una eficiencia de remoción de 95,68 %, seguido por el papiro japones con una concentración de sólidos totales remanentes en el effluente de $135,33 \pm 31,95$ ppm

| Evaluación y Caracterización del Efluente. | | | | |
|--|----------------|---|--|--|
| Evaluación Parámetro: S.T. (mg/L) | | | | |
| Muestreo | Blanco (-) | Papiro japonés (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>) |
| 1 | 318,83 ± 7,72 | 182,4 ± 13,20 | 338,73 ± 237,28 | 156,23 ± 11,20 |
| 2 | 291,33 ± 11,45 | 173,13 ± 12,37 | 202,77 ± 41,05 | 111,76 ± 9,72 |
| 3 | 325,30 ± 18,06 | 145,30 ± 4,35 | 242,70 ± 30,45 | 114,63 ± 12,00 |
| 4 | 267,33 ± 42,73 | 119,37 ± 12,14 | 206,00 ± 11,01 | 93,57 ± 2,78 |
| 5 | 319,70 ± 7,46 | 111,93 ± 6,10 | 210,33 ± 5,00 | 87,30 ± 2,88 |
| 6 | 304,87 ± 5,12 | 112,03 ± 6,37 | 200,60 ± 10,78 | 80,87 ± 5,76 |
| 7 | 306,00 ± 6,26 | 103,17 ± 5,67 | 201,97 ± 2,89 | 70,73 ± 1,53 |
| \bar{x} | 304,77 | 135,33 | 229,01 | 102,16 |
| σ | 20,11 | 31,95 | 50,55 | 28,60 |
| % Remoción | 87,11 | 94,27 | 90,31 | 95,68 |

Cuadro 9.7: Resultados de la variación del S.T en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de S.T. y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente.

con una eficiencia de remoción de 94,27 %, el vetiver con una concentración de sólidos totales remanentes en el efluente de $229,01 \pm 90,31$ ppm con una eficiencia de remoción de 90,31 % y por ultimo el blanco (-) con una concentración de sólidos totales remanentes en el efluente de $304,77 \pm 20,11$ ppm con una eficiencia de remoción de 87,11 %.

Se puede inclusive inferir tal y como se comenta en el apartado de análisis y resultados, que el sustrato es el que realiza la mayor cantidad de remoción de sólidos, tal y como lo demuestra el blanco (-), en donde la eficiencia de remoción es del 87,11 %, aun así este sistema piloto, es el que provee la menor tasa de remoción con respecto a los sistemas pilotos que tienen plantas, es por tanto que el sistema radicular de estas, contribuye no solo a reafirmar el sustrato, sino que también constituyen una matriz para detener los sólidos

que se presenta en el afluente, es decir, al sustrato contener un sistema radicular provisto por las plantas, este se encuentra sujeto y por tal la eficiencia de remoción de sólidos tiende a aumentar, puesto que el espacio intersticial del sustrato tiene a disminuir por lo que sólidos de menor tamaño presentes en el afluente son retenidos entre el sustrato y el sistema radicular.



(a) Muestra de agua del afluente, observe la gran cantidad de sólidos que yacen en la muestra los cuales provocan gran turbidez. (b) Muestra de agua del efluente, observe una baja cantidad de sólidos, los cuales provocan que la turbidez de la muestra sea mucho menor.

Figura 9.7: Comparación de la turbidez entre la muestra del afluente (a) y el efluente(b), la cantidad de sólidos en una muestra de agua puede ser comparada a partir de la turbidez, muestras con alto contenido de turbiedad presentan alta tasa de sólidos.

La comparación puede constituir una excelente herramienta para observar las características en cuestión de turbiedad del afluente y el efluente después de cada muestreo, esto se puede observar en la siguiente figura (figura 9.7), el conjunto de figuras en cuestión corresponden a el afluente (figura 9.7-a), donde la turbiedad de esta es mucho mayor, lo que indica una alta concentración de sólidos que son agregados a cada uno de los humedales y el efluente (figura 9.7-b), en donde gran parte de la turbiedad se ha eliminado y también de los

sólidos presentes en cada una de las muestras, lo cual proporciona altas tasas de remoción por parte de los sistemas pilotos, puesto que en comparación la muestra del afluente no presenta algún paso de la luz o claridad, respecto al efluente en donde se puede observar el fondo donde se colocaron las muestras, lo cual considera que una gran cantidad de sólidos fueron removidos de las muestras del afluente.

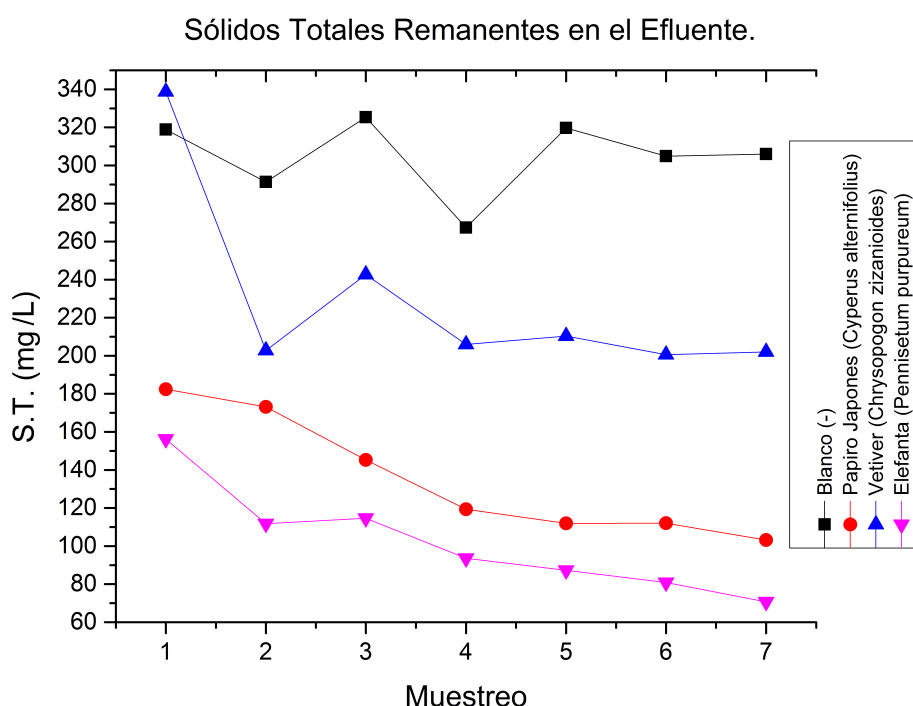


Figura 9.8:

Variación del S.T. en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva.

La variación de S.T. en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en la siguiente figura (figura 9.8), en donde en la abscisa se encuentra la unidad de muestreo y en la ordenada la concentración del S.T. para cada sistema piloto; como se puede observar y como se

comenta los sólidos totales presentes en el efluente, son la consideración de los sólidos remanentes del afluente, asociaciones de sólidos de menor tamaño del sustrato y posibles productos solubles y no solubles provenientes de la cinética de los microorganismos y plantas, de acuerdo entonces a la figura (figura 9.8) los sistemas pilotos que muestran la mas baja concentración de sólidos remanentes o la mas alta eficiencia de remoción corresponden en primer lugar a la elefanta y en segundo lugar al papiro japones, tal que se puede inferir que a medida de que transcurre el tiempo o en este caso la unidad de muestreo, la cantidad de sólidos remanentes en el efluente disminuye, tal y como cita ([Rittmann and McCarty, 1997](#)), especialmente con respecto al comportamiento de pantanos, en donde los sistemas siempre llegan a un factor de campo o a un factor de colmatación donde se hace casi constante o uniforme la remoción de sólidos, hasta que no ocurra esto la cantidad de sólidos va a seguir disminuyendo bajo las condiciones apropiadas. El vetiver en cambio en los primero muestreos presenta una baja remoción de sólidos totales, inclusive menor al del blanco (-), esto se puede deber, a que en los primero muestreos el efluente estaba saliendo con una alta tasa de sólidos, debido al accesorio de salida que no había sido ajustado de manera adecuado, después del tercer muestreo, como se observa en la gráfica, empieza a disminuir y hacer mas eficiente la remoción de sólidos totales; por ultimo se tiene el blanco (-), el cual no tiene una tendencia muy uniforme con respecto a los sistemas pilotos con plantas en cuestión a remoción de sólidos totales, ya que en cada unidad de muestreo como se observa en la figura (figura 9.8), estaba variando bajo un determinado rango entre los 340 – 260 ppm.

La influencia en la remoción de sólidos totales como se muestra en los resultados anteriores va a depender básicamente del medio o sustrato, es tal que este puede ser comparado como un filtro lento de arena, puesto que tiene la misma funcionalidad que el medio de soporte de los sistemas pilotos, es tal se llega a esta conclusión, puesto que, la tasas de remoción de sólidos son demasiado altas, inclusive para el sistema piloto constituido por el blanco (-), aun así se presenta una mayor variación en la remoción de sólidos a los sistemas con plantas a lo sumo en variación del 5 % al 10 %, respecto a los humedales sin plantas, luego tal y como resalta [Arias and Brix \(2011\)](#), el medio de soporte, no solo constituye la superficie o el sistema donde se permite el crecimiento del sistema radicular de las plantas y donde se desarrolla toda la biota microbiana, sino que también contribuyen a la remoción de sólidos con diámetro nominal mayor al diámetro nominal del mismo medio de soporte,

algo que se observa de manera significativa en cuestión a las altas tasas de remoción de sólidos en el afluente. Aquellos sistemas pilotos que contienen un sistema radicular mas complejo o mas desarrollado, permite un amarre o afincamiento mejor del sustrato, por tal permitiendo en primer lugar el desarrollo de biomasa activa de microorganismos, puesto que aumenta el área superficial o de contacto y en segundo lugar se crea una matriz entre el sistema radicular y el sustrato, considerando por tanto una mayor remoción de sólidos.

9.4.4. Remoción de Sólidos Suspendidos Totales (S.S.T.)

Los resultados de S.S.T. remanentes provenientes del efluente, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior. El respectivo resultado de S.S.T. que se muestra en la tabla (tabla 9.8), corresponden al promedio de S.S.T. de cada humedal artificial homólogo, es decir, el experimento en su totalidad estaba constituido por 12 humedales, tal y como se ha comentado en apartados anteriores, divididos de la siguiente manera: 3 corresponde a blanco (-) o a humedales solo con medio de soporte y el inóculo de microorganismos pero sin plantas, el segundo sistema piloto esta constituido por 3 humedales con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), el tercer sistema constituido por 3 humedales con elefanta (*Pennisetum purpureum*) y el ultimo sistema piloto formado por 3 humedales con papiro japones (*Cyperus alternifolius*).

A cada humedal se le extrae respectivamente la muestra o el efluente después del tiempo de retención hidráulico óptimo (TRH) estimado y a cada una de estas se le mide los S.S.T., tal que las muestras de los humedales homólogos, conforman el respectivo promedio para cada sistema piloto (1 sistema piloto esta conformado por 3 humedales homólogos o 3 humedales con la misma especie de planta), tal y como se muestra en la tabla siguiente (tabla 9.8).

En la tabla (tabla 9.8), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo por sistema piloto, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para conocer cual es la variación de los datos respecto a la media y por ultimo se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

| Evaluación y Caracterización del Efluente. | | | | |
|--|----------------|---|--|--|
| Evaluación Parámetro: S.S.T. (mg/L) | | | | |
| Muestreo | Blanco (-) | Papiro japonés (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>) |
| 1 | 126,7 ± 2,91 | 89,77 ± 4,09 | 197,23 ± 103,20 | 101,9 ± 7,97 |
| 2 | 110,00 ± 6,92 | 77,33 ± 10,51 | 135,00 ± 28,31 | 88,00 ± 4,03 |
| 3 | 131,37 ± 13,00 | 77,63 ± 1,36 | 107,00 ± 2,90 | 80,77 ± 5,92 |
| 4 | 97,37 ± 7,44 | 61,20 ± 5,55 | 100,57 ± 5,96 | 79,47 ± 5,46 |
| 5 | 143,33 ± 44,39 | 55,90 ± 3,11 | 101,60 ± 10,03 | 72,40 ± 3,00 |
| 6 | 114,23 ± 3,37 | 48,97 ± 3,95 | 106,30 ± 20,59 | 62,20 ± 11,40 |
| 7 | 106,17 ± 3,69 | 45,37 ± 2,06 | 103,87 ± 14,51 | 49,87 ± 3,93 |
| \bar{x} | 118.45 | 65.17 | 121.65 | 76.37 |
| σ | 16.01 | 16.66 | 35.36 | 17.00 |
| % Remoción | 91.87 | 95.52 | 91.65 | 94.76 |

Cuadro 9.8: Resultados de la variación del S.S.T en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de S.S.T. y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente.

Con los datos promedio de cada sistema piloto en cada muestra, se determina al final un promedio general para cada sistema piloto o conjunto de humedales, que resume el promedio y la desviación estándar durante las tres semanas o los 7 muestreos que duro el experimento, en este caso se puede observar a partir de la tabla 9.8, que los sólidos suspendidos totales en el efluente en general para todos los sistemas pilotos disminuyó en gran cantidad, tal que para cada uno se puede estimar la alta tasa de eficiencia de remoción la cual fue superior al 90 % en todos los sistemas pilotos, esto en correspondencia con los sólidos suspendidos totales (S.S.T.) del afluente que era de $1456,2 \pm 246,1$ ppm. El valor promedio de S.S.T. más bajo lo presento el papiro japonés, con una concentración de sólidos suspendidos totales remanentes en el efluente de $65,17 \pm 16,66$ ppm con una eficiencia de re-

moción de 95,52 %, seguido por la elefanta con una concentración de sólidos suspendidos totales remanentes en el efluente de $76,37 \pm 17,00$ ppm con una eficiencia de remoción de 94,76 %, el blanco (-) con una concentración de sólidos suspendidos totales remanentes en el efluente de $118,45 \pm 16,01$ ppm con una eficiencia de remoción de 91,87 % y por ultimo el vetiver con una concentración de sólidos suspendidos totales remanentes en el efluente de $121,65 \pm 35,36$ ppm con una eficiencia de remoción de 91,65 %.

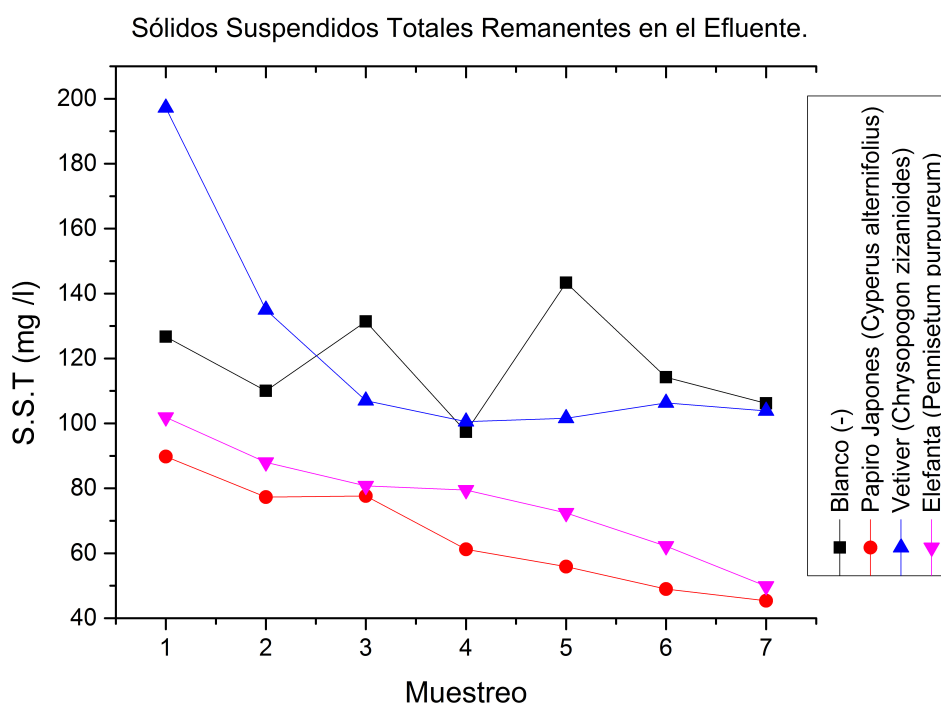


Figura 9.9:
Variación del S.S.T. en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva.

La variación de S.S.T. en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en la siguiente figura (figura 9.9), en donde en la abscisa se encuentra la unidad de muestreo y en la ordenada la concentra-

ción del S.S.T. para cada sistema piloto; como se puede observar y como se comenta los sólidos suspendidos totales presentes en el efluente, son la consideración de los sólidos suspendidos remanentes del afluente, asociaciones de sólidos de menor tamaño del sustrato y posibles productos solubles y no solubles provenientes de la cinética de los microorganismos y plantas, de acuerdo entonces a la figura (figura 9.9) los sistemas pilotos que muestran la mas baja concentración de sólidos remanentes o la mas alta eficiencia de remoción corresponden en primer lugar al papiro japones y en segundo lugar a la elefanta, tal que se puede inferir que a medida de que transcurre el tiempo o en este caso la unidad de muestreo, la cantidad de sólidos suspendidos remanentes en el efluente disminuye, hasta que alcanza la capacidad de campo, asociada al sustrato y a las plantas que componen el humedal artificial. El vetiver en cambio en los primero muestreos presenta una baja remoción de sólidos suspendidos totales, inclusive menor al del blanco (-), esto se puede deber, a que en los primero muestreos el efluente estaba saliendo con una alta tasa de sólidos, debido al accesorio de salida que no había sido ajustado de manera adecuado, después del tercer muestreo, como se observa en la gráfica, empieza a disminuir y hacer mas eficiente la remoción de sólidos suspendidos totales, considerando un igual comportamiento al blanco(-), pero con una mayor uniformidad; por ultimo se tiene el blanco (-), el cual no tiene una tendencia muy uniforme con respecto a los sistemas pilotos con plantas en cuestión a remoción de sólidos suspendidos totales, ya que en cada unidad de muestreo como se observa en la figura (ver figura 9.9), estaba variando bajo un determinado rango entre los 140 – 100 ppm, aun así la eficiencia de remoción que presentan cada uno de los sistemas pilotos es altamente satisfactoria, en comparación con otros sistemas de tratamiento de aguas convencionales.

9.4.5. Remoción de Sólidos Disueltos Totales (S.D.T.)

Los resultados de S.D.T. remanentes provenientes del efluente, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior. El respectivo resultado de S.D.T. que se muestra en la tabla (tabla 9.9), corresponden al promedio de S.D.T. de cada humedal artificial homólogo, es decir, el experimento en su totalidad estaba constituido por 12 humedales, tal y como se ha comentado en apartados anteriores, divididos de la siguiente manera: 3 corresponde a blanco (-) o a humedales solo con medio de soporte y el inoculo de microorganismos pero sin plantas, el segundo sistema piloto esta constituido por 3 humedales con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), el

tercer sistema constituido por 3 humedales con elefanta (*Pennisetum purpureum*) y el ultimo sistema piloto formado por 3 humedales con papiro japones (*Cyperus alternifolius*).

A cada humedal se le extrae respectivamente la muestra o el efluente después del tiempo de retención hidráulico óptimo (TRH) estimado y a cada una de estas se le mide los S.D.T., tal que las muestras de los humedales homólogos, conforman el respectivo promedio para cada sistema piloto (1 sistema piloto esta conformado por 3 humedales homólogos o 3 humedales con la misma especie de planta), tal y como se muestra en la tabla siguiente (tabla 9.9).

En la tabla (tabla 9.9), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo por sistema piloto, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para conocer cual es la variación de los datos respecto a la media y por ultimo se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

Con los datos promedio de cada sistema piloto en cada muestra, se determina al final un promedio general para cada sistema piloto o conjunto de humedales, que resume el promedio y la desviación estándar durante las tres semanas o los 7 muestreos que duro el experimento, en este caso se puede observar a partir de la tabla 9.9, que los sólidos disueltos totales en el efluente en general para todos los sistemas pilotos disminuyó en gran cantidad, tal que para cada uno se puede estimar la alta tasa de eficiencia de remoción la cual fue superior al 80 % en el caso de los sistemas pilotos que contenían plantas, esto en correspondencia con los sólidos disueltos totales (S.D.T.) del afluente que era de $907,4 \pm 402,6$ ppm. El valor promedio de S.D.T. más bajo lo presento la elefanta, con una concentración de sólidos disueltos totales remanentes en el efluente de $25,78 \pm 14,23$ ppm con una eficiencia de remoción de 97,16 %, seguido por el papiro japones con una concentración de sólidos disueltos totales remanentes en el efluente de $70,12 \pm 16,96$ ppm con una eficiencia de remoción de 92,27 %, el vetiver con una concentración de sólidos disueltos totales remanentes en el efluente de $107,30 \pm 25,10$ ppm con una eficiencia de remoción de 88,18 % y por ultimo el blanco (-) con una concentración de sólidos disueltos totales remanentes en el efluente de $186,31 \pm 10,68$ ppm con una eficiencia de remoción de 79,47 %.

| Evaluación y Caracterización del Efluente. | | | | |
|--|----------------|---|--|--|
| Evaluación Parámetro: S.D.T. (mg /L) | | | | |
| Muestreo | Blanco (-) | Papiro japonés (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>) |
| 1 | 192,13 ± 10,64 | 92,63 ± 15,93 | 141,56 ± 137,15 | 54,33 ± 9,43 |
| 2 | 181,33 ± 8,35 | 95,80 ± 21,82 | 67,77 ± 34,85 | 23,70 ± 12,48 |
| 3 | 193,93 ± 5,34 | 68,27 ± 3,26 | 135,30 ± 31,22 | 33,87 ± 6,09 |
| 4 | 169,97 ± 43,23 | 58,17 ± 12,40 | 105,33 ± 5,13 | 14,10 ± 8,00 |
| 5 | 176,37 ± 44,53 | 56,03 ± 5,33 | 108,73 ± 9,28 | 14,90 ± 6,46 |
| 6 | 190,63 ± 8,40 | 62,17 ± 3,56 | 94,30 ± 19,93 | 18,67 ± 15,46 |
| 7 | 199,83 ± 3,75 | 57,80 ± 4,29 | 98,10 ± 11,90 | 20,87 ± 2,51 |
| \bar{x} | 186.31 | 70.12 | 107.30 | 25.78 |
| σ | 10.68 | 16.96 | 25.10 | 14.23 |
| % Remoción | 79.47 | 92.27 | 88.18 | 97.16 |

Cuadro 9.9: Resultados de la variación del S.D.T en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de S.D.T. y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente.

La variación de S.D.T. en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en la siguiente figura (figura 9.10), en donde en la abscisa se encuentra la unidad de muestreo y en la ordenada la concentración del S.D.T. para cada sistema piloto; como se puede observar y como se comenta los sólidos disueltos totales presentes en el efluente, son los sólidos remanentes entre los sólidos totales y los sólidos suspendidos, los cuales pueden ser de origen coloidal, pueden ser sales o especies iónicas; de acuerdo entonces a la figura (figura 9.10) los sistemas pilotos que muestran la mas baja concentración de sólidos disueltos remanentes o la mas alta eficiencia de remoción corresponden en primer lugar a la elefanta y en segundo lugar al papiro japonés, tal que se puede inferir que a medida de que transcurre el tiempo o en este caso la unidad de muestreo, la cantidad de sólidos disueltos

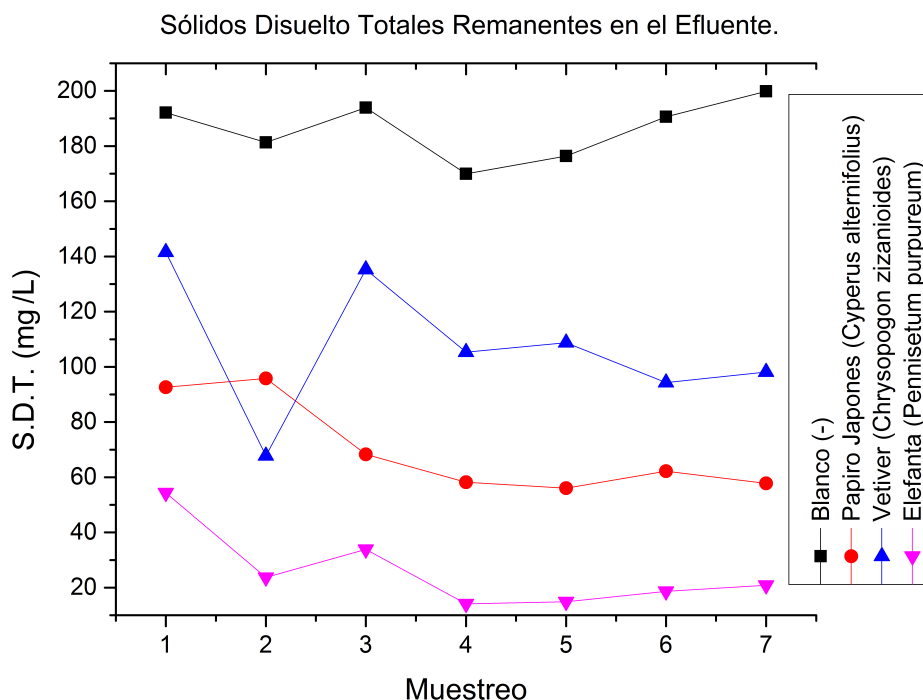


Figura 9.10:
Variación del S.D.T. en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva.

remanentes en el efluente también disminuye, hasta que alcanza la capacidad de campo, asociada al sustrato y a las plantas que componen el humedal artificial.

El vetiver en cambio en los primeros muestreos presenta una baja remoción de sólidos disueltos totales, esto se puede deber, a que en los primeros muestreos el efluente estaba saliendo con una alta tasa de sólidos, debido al accesorio de salida que no había sido ajustado de manera adecuado, después del tercer muestreo, como se observa en la gráfica, empieza a disminuir y hacer más eficiente la remoción de sólidos disueltos totales, considerando un igual comportamiento a los demás humedales artificiales que contenían la

elefanta y el papiro japones; por ultimo se tiene el blanco (-), el cual no tiene una tendencia muy uniforme con respecto a los sistemas pilotos con plantas en cuestión a remoción de sólidos disueltos totales, ya que en cada unidad de muestreo como se observa en la figura (ver figura 9.10), estaba variando bajo un determinado rango entre los 200 – 170 *ppm*, tendiendo a un aumento en las ultimas unidades de muestreo, aun así la eficiencia de remoción que presentan cada uno de los sistemas pilotos es altamente satisfactoria, en comparación con otros sistemas de tratamiento de aguas convencionales.

9.4.6. Remoción de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5)

Los resultados de la DBO_5 provenientes del efluente, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior. El respectivo resultado de DBO_5 que se muestra en la tabla (ver tabla 9.10), corresponden al promedio de DBO_5 de cada humedal artificial homólogo, es decir, el experimento en su totalidad estaba constituido por 12 humedales, tal y como se ha comentado en apartados anteriores, divididos de la siguiente manera: 3 corresponde a blanco (-) o a humedales solo con medio de soporte y el inóculo de microorganismos pero sin plantas, el segundo sistema piloto esta constituido por 3 humedales con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), el tercer sistema constituido por 3 humedales con elefanta (*Pennisetum purpureum*) y el ultimo sistema piloto formado por 3 humedales con papiro japones (*Cyperus alternifolius*).

A cada humedal se le extrae respectivamente la muestra o el efluente después del tiempo de retención hidráulico óptimo (TRH) estimado y a cada una de estas se le mide las DBO_5 , tal que las muestras de los humedales homólogos, conforman el respectivo promedio para cada sistema piloto (1 sistema piloto esta conformado por 3 humedales homólogos o 3 humedales con la misma especie de planta), tal y como se muestra en la tabla siguiente (tabla 9.10).

En la tabla (tabla 9.10), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo por sistema piloto, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para

conocer cual es la variación de los datos respecto a la media y por ultimo se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

Con los datos promedio de cada sistema piloto en cada muestra, se deter-

| Evaluación y Caracterización del Efluente. | | | | |
|---|----------------|---|---|--|
| Evaluación Parámetro: DBO_5 (mg O_2 /L) | | | | |
| Muestreo | Blanco (-) | Papiro japonés (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopsis zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>) |
| 1 | 290,97 ± 5,59 | 146 ± 10,95 | 192,3 ± 18,68 | 110,73 ± 13,51 |
| 2 | 270,30 ± 20,30 | 128,30 ± 5,51 | 149,73 ± 17,95 | 108,43 ± 10,56 |
| 3 | 260,03 ± 38,72 | 143,63 ± 48,60 | 180,90 ± 3,22 | 99,83 ± 9,95 |
| 4 | 213,87 ± 8,63 | 100,07 ± 6,71 | 147,07 ± 8,08 | 87,27 ± 3,12 |
| 5 | 248,63 ± 53,34 | 94,40 ± 1,95 | 129,97 ± 2,48 | 81,37 ± 3,62 |
| 6 | 214,97 ± 4,09 | 90,43 ± 1,10 | 125,53 ± 2,65 | 76,27 ± 2,76 |
| 7 | 208,90 ± 6,99 | 89,23 ± 1,46 | 118,43 ± 6,67 | 70,53 ± 4,46 |
| \bar{x} | 243.95 | 113.15 | 149.13 | 90.63 |
| σ | 32.04 | 25.33 | 28.12 | 15.88 |
| % Remoción | 30.34 | 67.69 | 57.41 | 74.12 |

Cuadro 9.10: Resultados de la variación de DBO_5 en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de la DBO_5 y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente.

mina al final un promedio general para cada sistema piloto o conjunto de humedales, que resume el promedio y la desviación estándar durante las tres semanas o los 7 muestreos que duro el experimento, en este caso se puede observar a partir de la tabla 9.10, que la DBO_5 en el efluente en general para todos los sistemas pilotos disminuyó en gran cantidad, tal que para cada uno se puede estimar la alta tasa de eficiencia de remoción la cual fue superior al 50 % en el caso de los sistemas pilotos que contenían plantas, esto en correspondencia con la demanda bioquímica de oxígeno DBO_5 del afluente que era de $350,2 \pm 50,9$ ppm O_2 . El valor promedio de DBO_5 más bajo lo presento la

elefanta, con una concentración en el efluente de $90,63 \pm 15,88 \text{ ppm } O_2$ con una eficiencia de remoción de 74,12 %, seguido por el papiro japones con una concentración de DBO_5 en el efluente de $113,15 \pm 25,33 \text{ ppm } O_2$ con una eficiencia de remoción de 67,69 %, el vetiver con una concentración de DBO_5 en el efluente de $149,13 \pm 28,15 \text{ ppm } O_2$ con una eficiencia de remoción de 57,41 % y por ultimo el blanco (-) con una concentración de DBO_5 en el efluente de $243,95 \pm 32,04 \text{ ppm } O_2$ con una eficiencia de remoción de 30,34 %.

En consideración con los resultados se puede inferir desde luego que, la concentración de DBO_5 en el efluente disminuye en gran proporción con el uso de las plantas en los sistemas pilotos a diferencia del blanco (-), en donde la remoción es cerca de 1/3 de la DBO_5 del afluente, por tanto como se aborda en los análisis de resultados y discusión en el apartado siguiente, se denota por tanto que gran parte de la composición del agua sintética, esta relacionada con materia orgánica de fácil biodegradación, es por esto que se presentan altos valores de remoción de DBO_5 en los sistemas pilotos.

La variación de DBO_5 en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en la siguiente figura (ver figura 9.11), en donde en la abscisa se encuentra la unidad de muestreo y en la ordenada la concentración de DBO_5 para cada sistema piloto; de acuerdo entonces a la figura (figura 9.11) los sistemas pilotos que muestran la mas baja concentración de DBO_5 o la mas alta eficiencia de remoción corresponden en primer lugar a la elefanta y en segundo lugar al papiro japones, tal que se puede inferir que a medida de que transcurre el tiempo o en este caso la unidad de muestreo, la cantidad de DBO_5 en el efluente también disminuye, hasta que alcanza la capacidad de campo, asociada al sustrato y a las plantas que componen el humedal artificial.

El vetiver en cambio en los primero muestreos presenta una remoción anómala de DBO_5 , esto se puede deber, a que en los primero muestreos el efluente estaba saliendo con una alta tasa de sólidos y materia orgánica, debido al accesorio de salida que no había sido ajustado de manera adecuado, después del tercer muestreo, como se observa en la grafica, empieza a disminuir y hacer mas eficiente la remoción de DBO_5 , considerando un igual comportamiento a los demás humedales artificiales que contenían la elefanta y el papiro japones; por ultimo se tiene el blanco (-), el cual no tiene una tendencia muy uniforme con respecto a los sistemas pilotos con plantas en

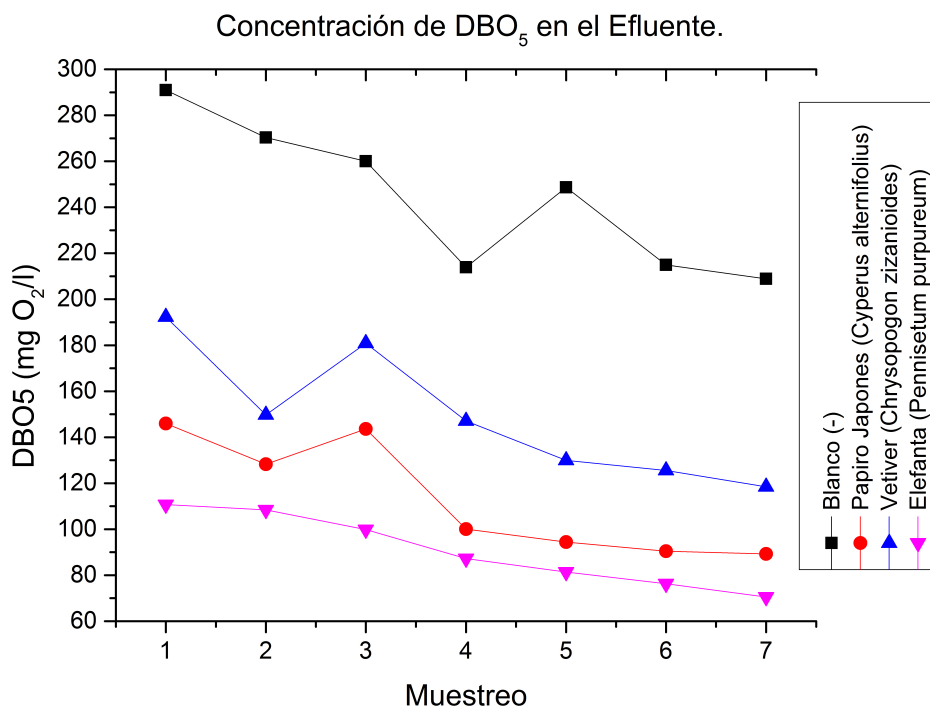


Figura 9.11:
Variación de la DBO_5 en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva.

cuestión a remoción de DBO_5 , ya que en cada unidad de muestreo como se observa en la figura (ver figura 9.11), estaba variando bajo un determinado rango entre los 290 – 200 ppm O_2 , disminuyendo en las ultimas unidades de muestreo, aun así la eficiencia de remoción que presentan cada uno de los sistemas pilotos es altamente satisfactoria, en comparación con otros sistemas de tratamiento de aguas convencionales.

La DBO_5 es el parámetro que se maneja para tener una idea de la concentración de materia orgánica biodegradable, en este caso es de vital importancia señalar los resultados que se obtienen de la DBO_5 en cada sistema piloto, puesto que, la técnica de tratamiento del agua residual, es llevado a

cabo por microorganismos y por las plantas, es decir, se usan técnicas de biotratamiento, como lo son la fitorremediación, luego son los organismos vivos los que conllevan la transformación de la materia orgánica a productos de fácil asimilación para las plantas y para otros organismos que componen el humedal artificial o el sistema piloto en este caso. Al ser considerado A.R.D. la carga orgánica de materia biodegradable es demasiada alta y por tal esta cantidad de materia orgánica presente en las aguas residuales, puede ser utilizado como sustrato por los organismos y así disminuir su presencia en el agua, para luego ser vertido o descargado en fuentes hídricas o en otros sistemas de tratamiento.

El objetivo de los sistemas pilotos o humedales artificiales es la remoción de materia orgánica o contaminantes que presentes una fácil degradación u oxidación y una forma de poder verificar esto es a partir de la evaluación de la DBO_5 , puesto que en los humedales artificiales son los microorganismos y las plantas los que realizan la correspondiente remoción de materia orgánica, luego [Rittmann and McCarty \(1997\)](#) y [Arias and Brix \(2011\)](#), señalan que los sistemas no convencionales de tratamiento de aguas que presentan plantas y microorganismos como son el caso de los humedales artificiales, pantanos, balsas o filtros lentos de arena (microorganismos) son mas eficientes que aquellas operaciones de tratamiento o pretratamiento convencionales como un simple filtro rápido de grava y arena o un filtro lento, respecto a la remoción de contaminantes orgánicos, esto se debe a la capacidad de asimilación y degradación que realizan los organismos. Este supuesto, es observado en los sistemas pilotos o humedales artificiales, donde la remoción de DBO_5 , es mayor en los sistemas pilotos con plantas que en el sistema piloto que solo contiene el medio de soporte o sustrato. Aun así, existe una diferencia entre los sistemas con plantas, tal que como se menciona hay una mayor eficiencia en la tasa de remoción de DBO_5 en la elefanta, papiro japones y en el vetiver respectivamente, esto puede aludir, a lo que señala [Li et al. \(2013\)](#), los cuales comentan que aquellas plantas que crezcan en zonas con regímenes de humedad muy altos como balsas o pantanos y en sistemas con alta carga de contaminación como zonas cercas a vertimientos de aguas de diferente origen, generalmente tienden a tener un mayor desempeño en los humedales artificiales que aquellas plantas que no crecen bajo estas condiciones, es por tanto que la elefanta y el papiro presentan mayores tasas de remoción, por un lado el papiro japones es conocido por crecer en ambientes de gran humedad, además de presentarse en pantanos naturales, la elefanta en cambio no es tan

conocida, pero se encuentra en las mismas condiciones que el papiro japonés, solo que esta presenta una mayor tasa de crecimiento y por lo visto, remueve grandes tasas de contaminantes orgánicos.

9.4.7. Remoción de Demanda química de Oxígeno (*DQO*)

La *DQO* es una medida aproximada del contenido de materia orgánica biodegradable y no biodegradable de una muestra de agua. Los resultados de la *DQO* provenientes del efluente, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior. El respectivo resultado de *DQO* que se muestra en la tabla (tabla 9.11), corresponden al promedio de *DQO* de cada humedal artificial homólogo, es decir, el experimento en su totalidad estaba constituido por 12 humedales, tal y como se ha comentado en apartados anteriores, divididos de la siguiente manera: 3 corresponde a blanco (-) o a humedales solo con medio de soporte y el inóculo de microorganismos pero sin plantas, el segundo sistema piloto está constituido por 3 humedales con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), el tercer sistema constituido por 3 humedales con elefanta (*Pennisetum purpureum*) y el último sistema piloto formado por 3 humedales con papiro japonés (*Cyperus alternifolius*).

A cada humedal se le extrae respectivamente la muestra o el efluente después del tiempo de retención hidráulico óptimo (TRH) estimado y a cada una de estas se le mide la *DQO*, tal que las muestras de los humedales homólogos, conforman el respectivo promedio para cada sistema piloto (1 sistema piloto está conformado por 3 humedales homólogos o 3 humedales con la misma especie de planta), tal y como se muestra en la tabla siguiente (tabla 9.11).

En la tabla (tabla 9.11), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo por sistema piloto, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para conocer cuál es la variación de los datos respecto a la media y por último se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

Con los datos promedio de cada sistema piloto en cada muestra, se determina al final un promedio general para cada sistema piloto o conjunto de humedales, que resume el promedio y la desviación estándar durante las tres

| Evaluación y Caracterización del Efluente. | | | | |
|--|----------------|---|---|--|
| Evaluación Parámetro: DQO (mg O_2 /L) | | | | |
| Muestreo | Blanco (-) | Papiro japonés (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopsis zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>) |
| 1 | 420,33 ± 12,34 | 155,5 ± 16,76 | 219,93 ± 113,96 | 166,93 ± 35,19 |
| 2 | 397,00 ± 11,14 | 176,00 ± 18,56 | 150,30 ± 20,57 | 133,47 ± 21,60 |
| 3 | 415,18 ± 23,58 | 175,73 ± 15,18 | 212,07 ± 7,51 | 131,67 ± 23,07 |
| 4 | 377,73 ± 21,39 | 131,37 ± 23,21 | 213,63 ± 13,70 | 99,33 ± 3,95 |
| 5 | 334,57 ± 20,91 | 114,33 ± 10,14 | 180,93 ± 7,41 | 94,83 ± 2,52 |
| 6 | 322,73 ± 6,88 | 105,67 ± 6,95 | 156,93 ± 15,57 | 101,80 ± 10,03 |
| 7 | 309,57 ± 8,34 | 109,00 ± 10,33 | 137,33 ± 7,23 | 87,97 ± 1,78 |
| \bar{x} | 368.16 | 138.23 | 181.59 | 116.57 |
| σ | 45.61 | 30.72 | 34.09 | 28.45 |
| % Remoción | 30.27 | 73.82 | 65.61 | 77.92 |

Cuadro 9.11: Resultados de la variación de DQO en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de la DQO y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente.

semanas o los 7 muestreos que duro el experimento, en este caso se puede observar a partir de la tabla 9.11, que la DQO en el efluente en general para todos los sistemas pilotos disminuyó en gran cantidad, tal que para cada uno se puede estimar la alta tasa de eficiencia de remoción la cual fue superior al 60 % en el caso de los sistemas pilotos que contenían plantas, esto en correspondencia con la demanda química de oxígeno DQO del afluente que era de $528 \pm 31,3 \text{ ppm } O_2$. El valor promedio de DQO más bajo lo presento la elefanta, con una concentración en el efluente de $116,57 \pm 28,45 \text{ ppm } O_2$ con una eficiencia de remoción de 77,92 %, seguido por el papiro japonés con una concentración de DQO en el efluente de $138,23 \pm 30,72 \text{ ppm } O_2$ con una eficiencia de remoción de 73,82 %, el vetiver con una concentración de DQO en el efluente de $181,59 \pm 34,09 \text{ ppm } O_2$ con una eficiencia de remoción de 65,61 % y por ultimo el blanco (-) con una concentración de DQO en el

efluente de $368,16 \pm 45,61 \text{ ppm } O_2$ con una eficiencia de remoción de 30,27 %.

En consideración con los resultados se puede inferir desde luego que, la concentración de *DQO* en el efluente disminuye en gran proporción con el uso de las plantas en los sistemas pilotos a diferencia del blanco (-), en donde la remoción es cerca de 3/5 de la *DQO* del afluente, por tanto como se aborda en los análisis de resultados y discusión en el apartado siguiente, se denota por tanto que gran parte de la composición del agua sintética, esta relacionada con materia orgánica de fácil biodegradación, es por esto que se presentan altos valores de remoción de *DBO*₅ y por ende de *DQO* en los sistemas pilotos.

La variación de *DQO* en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en la siguiente figura (figura 9.12), en donde en la abscisa se encuentra la unidad de muestreo y en la ordenada la concentración de *DQO* para cada sistema piloto; de acuerdo entonces a la figura (figura 9.12) los sistemas pilotos que muestran la mas baja concentración de *DQO* o la mas alta eficiencia de remoción corresponden en primer lugar a la elefanta, en segundo lugar al papiro japones y en tercer lugar el vetiver tal que se puede inferir que a medida de que transcurre el tiempo o en este caso la unidad de muestreo, la cantidad de *DQO* en el efluente también disminuye, hasta que alcanza la capacidad de campo, asociada al sustrato y a las plantas que componen el humedal artificial, por ultimo se tiene el blanco (-), el cual tiene una tendencia cuasiuniforme con respecto a los sistemas pilotos con plantas en cuestión a remoción de *DQO*, ya que en cada unidad de muestreo como se observa en la figura (figura 9.12), esta variando bajo un determinado rango entre los 450 – 300 *ppm O*₂, disminuyendo en las ultimas unidades de muestreo, aun así la eficiencia de remoción que presentan cada uno de los sistemas pilotos es altamente satisfactoria, en comparación con otros sistemas de tratamiento de aguas convencionales.

Como se ilustra también en la figura 9.12, para la elefanta, el vetiver y el papiro japones en los últimos muestreos las concentraciones en el afluente fueron similares, mientras que en los primeros muestreos se registran valores altos especialmente para el vetiver, sin embargo las concentraciones en el efluente para los tres casos disminuyeron a valores cercanos. Se evidenció que a lo largo del sistema se presenta una disminución en la concentración de *DQO*, probablemente debido al metabolismo de los microorganismos y a las reacciones químicas. En algunos puntos de los sistemas pilotos se presentó un

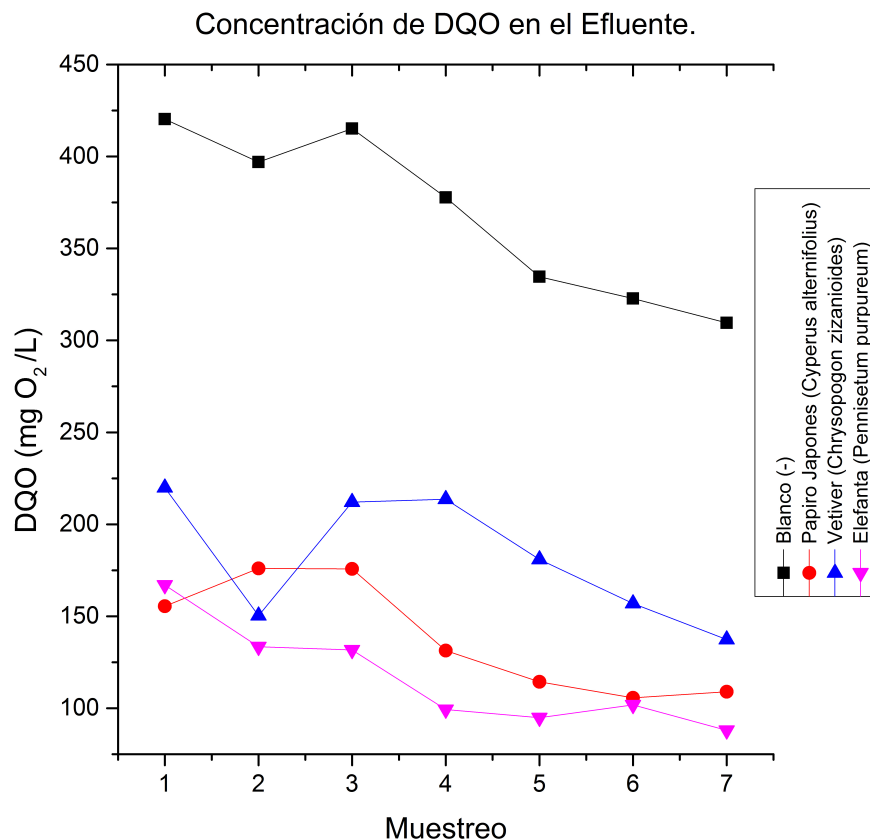


Figura 9.12:
Variación de la *DQO* en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva.

aumento en la concentración de la *DQO*, situación atribuible probablemente al arrastre de raíces o desprendimiento de la biopelícula formada.

9.4.8. Remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl (*NTK*)

Los resultados del *NTK* provenientes del efluente, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior. El respectivo

resultado de NTK que se muestra en la tabla (tabla 9.12), corresponden al promedio de NTK de cada humedal artificial homólogo, es decir, el experimento en su totalidad estaba constituido por 12 humedales, tal y como se ha comentado en apartados anteriores, divididos de la siguiente manera: 3 corresponde a blanco (-) o a humedales solo con medio de soporte y el inoculo de microorganismos pero sin plantas, el segundo sistema piloto esta constituido por 3 humedales con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), el tercer sistema constituido por 3 humedales con elefanta (*Pennisetum purpureum*) y el ultimo sistema piloto formado por 3 humedales con papiro japones (*Cyperus alternifolius*).

A cada humedal se le extrae respectivamente la muestra o el efluente después del tiempo de retención hidráulico óptimo (TRH) estimado y a cada una de estas se le mide el NTK , tal que las muestras de los humedales homólogos, conforman el respectivo promedio para cada sistema piloto (1 sistema piloto esta conformado por 3 humedales homólogos o 3 humedales con la misma especie de planta), tal y como se muestra en la tabla siguiente (tabla 9.12).

En la tabla (tabla 9.12), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo por sistema piloto, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para conocer cual es la variación de los datos respecto a la media y por ultimo se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

Con los datos promedio de cada sistema piloto en cada muestra, se determina al final un promedio general para cada sistema piloto o conjunto de humedales, que resume el promedio y la desviación estándar durante las tres semanas o los 7 muestreos que duro el experimento, en este caso se puede observar a partir de la tabla 9.12, que el NTK en el efluente en general para todos los sistemas pilotos disminuyó en mediana cantidad, tal que para cada uno se puede estimar la alta tasa de eficiencia de remoción la cual fue superior al 35 % en el caso de los sistemas pilotos que contenían plantas, esto en correspondencia con el nitrógeno total Kjeldahl NTK del afluente que era de $56,8 \pm 6,06 \text{ ppm } NH_4^+$. El valor promedio de NTK más bajo lo presento la elefanta, con una concentración de NTK en el efluente de $32,94 \pm 4,83 \text{ ppm } NH_4^+$ con eficiencia de remoción de 42,01 %,

| Evaluación y Caracterización del Efluente. | | | | |
|--|--------------|---|--|--|
| Evaluación Parámetro: NTK (mg /L- NH_4) | | | | |
| Muestreo | Blanco (-) | Papiro japonés (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>) |
| 1 | 42 ± 1,57 | 40,07 ± 1,99 | 39,67 ± 8,27 | 40,13 ± 2,17 |
| 2 | 42,60 ± 2,61 | 36,77 ± 3,01 | 40,63 ± 2,38 | 35,43 ± 4,39 |
| 3 | 41,63 ± 3,12 | 35,83 ± 2,66 | 41,07 ± 3,69 | 37,50 ± 1,95 |
| 4 | 34,80 ± 2,04 | 34,50 ± 2,57 | 33,80 ± 3,36 | 32,03 ± 1,46 |
| 5 | 38,70 ± 4,95 | 31,00 ± 2,12 | 32,40 ± 1,74 | 29,10 ± 0,53 |
| 6 | 38,37 ± 1,90 | 35,20 ± 4,03 | 32,23 ± 2,57 | 28,77 ± 1,40 |
| 7 | 39,67 ± 2,35 | 33,40 ± 2,01 | 26,43 ± 2,49 | 27,60 ± 2,36 |
| \bar{x} | 39.68 | 35.25 | 35.18 | 32.94 |
| σ | 2.71 | 2.83 | 5.47 | 4.83 |
| % Remoción | 30.14 | 37.94 | 38.07 | 42.01 |

Cuadro 9.12: Resultados de la variación de *NTK* en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de la *NTK* y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente.

seguido por el vetiver con una concentración de *NTK* en el efluente de $35,18 \pm 5,47 \text{ ppm } NH_4^+$ con eficiencia de remoción de 38,07 %, el papiro japonés con una concentración de *NTK* en el efluente de $35,25 \pm 2,83 \text{ ppm } NH_4^+$ con eficiencia de remoción de 37,94 % y por ultimo el blanco (-) con una concentración de *NTK* en el efluente de $39,68 \pm 2,71 \text{ ppm } NH_4^+$ con eficiencia de remoción de 30,14 %.

En consideración con los resultados se puede inferir desde luego que, la concentración de *NTK* en el efluente disminuye en baja proporción con el uso de las plantas en los sistemas pilotos a diferencia del blanco (-) que disminuye a una tasa mucho inferior, por tanto como se aborda en los análisis de resultados y discusión en el apartado siguiente, se denota por tanto que la tasa de nitrificación/ desnitrificación en los humedales artificiales es bajo en

comparación con otras técnicas de tratamiento de agua residual convencional, esto se debe a la dependencia de muchos factores los cuales incluyen: la tasa de biomasa activa de organismos nitrificantes y desnitrificantes, la tasa de nitrógeno asimilable para las plantas y la formación de NO_3^- por parte de los microorganismos para ser aprovechado como aceptor de electrones o sustrato por otros microorganismos y por las plantas, aun así, los valores de remoción se encuentran bajo el promedio general en un diseño de humedal artificial, tal y como especifica [Otálora Rodríguez \(2014\)](#), el cual es de aproximadamente el 38,7 % de remoción de *NTK*.

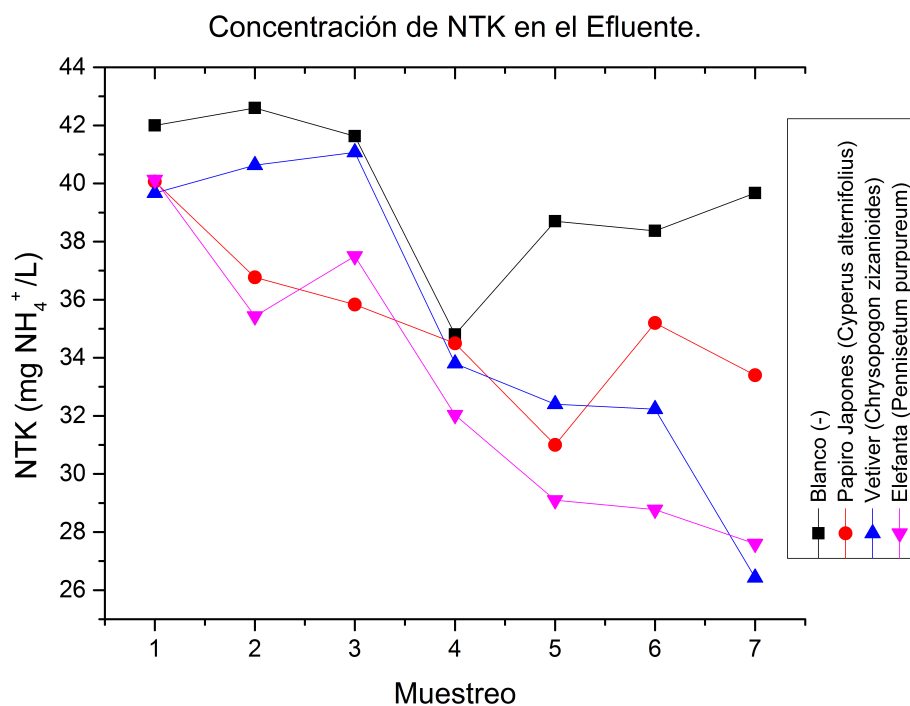


Figura 9.13:
Variación de la *NTK* en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva.

La variación de *NTK* en cada uno de los muestreos por cada sistema

piloto, se puede observar en la siguiente figura (figura 9.13), en donde en la abscisa se encuentra la unidad de muestreo y en la ordenada la concentración de *NTK* para cada sistema piloto; de acuerdo entonces a la figura (ver figura 9.13) los sistemas pilotos que muestran la mas baja concentración de *NTK* o la mas alta eficiencia de remoción corresponden en primer lugar a la elefanta, en segundo lugar al papiro japones y en tercer lugar el vetiver tal que se puede inferir que a medida de que transcurre el tiempo o en este caso la unidad de muestreo, la cantidad de *NTK* en el efluente también disminuye, hasta que alcanza la capacidad de campo, asociada al sustrato y a las plantas que componen el humedal artificial, por ultimo se tiene el blanco (-); en los cuatro sistemas pilotos se puede observar la alta tasa de variabilidad o la complejidad del comportamiento del *NTK*, esto se puede deber a que en los tiempos estimados de retención son mínimos, puesto que se selecciona como parámetro la *DQO*, mientras que para remoción de nitrógeno en aguas residuales se debe estimar tiempos de retención hidráulicos de aproximadamente 5 a 7 días, por obvias razones, no se puede considerar en los humedales tiempos de retención tan largos, puesto que los microorganismos heterótrofos que son en gran mayoría, entrarían en fase de endogénesis o depredación, puesto que estos utilizan la materia orgánica como sustrato.

La baja tasa de remoción de nitrógeno por parte de los sistemas pilotos o humedales artificiales, es algo se preveía desde luego, puesto que tal y como comenta [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), la remoción de nitrógeno en aguas residuales es llevado a cabo por bacterias nitrificantes, las cuales son autótrofas, quimiolitótrofas y aerobias obligadas, que utilizan este compuesto como agente donante de electrones y el oxígeno como aceptor de electrones. Son los microorganismos los que llevan la correspondiente transformación del nitrógeno presente en las aguas residuales a formas asimilables para otros microorganismos y para las plantas, ahora esta tasa de transformación como resalta [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), es demasiadamente baja, llevando de 5 a 15 días para transformar por lo menos el 70 % del nitrógeno total presente en el afluente, algo que por supuesto no se puede considerar en los humedales tiempos de retención tan largos, a menos de que el sistema permita adaptarse dentro de parámetros de estabilización de nutrientes como el caso de balsas de estabilización, Es por tal que para los dos días que corresponde a la TRH seleccionado, la remoción de nitrógeno en el afluente no es tan alto, aun así corresponde a valore medios reportados en la literatura para los humedales artificiales como los dados por [Longsdon et al. \(1997\)](#) y [Li et al.](#)

(2013).

En el caso de la elefanta y el papiro japones, las cuales tienen la tasa de remoción de nitrógeno mas altos, se puede deber a lo que considera [Rittmann and McCarty \(1997\)](#) y [Arias and Brix \(2011\)](#); estos autores hacen mención que en la remoción de contaminantes en los humedales artificiales se deben a la relación que exista entre los microorganismos y el sistema radicular de las plantas que componen el sistema de tratamiento, aquellas plantas que presentan un sistema radicular mas arraigado y distribuido en el sistema, permite un mayor establecimiento de la ecología microbiana, pero de igual forma se puede traslapar a lo que menciona ([Mei et al., 2014](#)), respecto a la porosidad de la raíz, aquellas plantas con una proporción de porosidad mas alto presenta una tasa de oxigeno mayor en el sustrato, el cual puede ser usado por los microorganismos en este caso los nitrificantes, aumentando el efecto de la transformación y aprovechando los productos por las plantas.

9.4.9. Remoción de Fósforo Total (*PT*)

Los resultados del *PT* provenientes del efluente, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior. El respectivo resultado de *PT* que se muestra en la tabla (ver tabla 9.13), corresponden al promedio de *PT* de cada humedal artificial homólogo, es decir, el experimento en su totalidad estaba constituido por 12 humedales, tal y como se ha comentado en apartados anteriores, divididos de la siguiente manera: 3 corresponde a blanco (-) o a humedales solo con medio de soporte y el inóculo de microorganismos pero sin plantas, el segundo sistema piloto esta constituido por 3 humedales con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), el tercer sistema constituido por 3 humedales con elefanta (*Pennisetum purpureum*) y el ultimo sistema piloto formado por 3 humedales con papiro japones (*Cyperus alternifolius*).

A cada humedal se le extrae respectivamente la muestra o el efluente después del tiempo de retención hidráulico óptimo (TRH) estimado y a cada una de estas se le mide el *PT*, tal que las muestras de los humedales homólogos, conforman el respectivo promedio para cada sistema piloto (1 sistema piloto esta conformado por 3 humedales homólogos o 3 humedales con la misma especie de planta), tal y como se muestra en la tabla siguiente (tabla 9.13).

En la tabla (tabla 9.13), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo por sistema piloto, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para conocer cual es la variación de los datos respecto a la media y por ultimo se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

| Evaluación y Caracterización del Efluente. | | | | |
|--|-------------|---|--|--|
| Evaluación Parámetro: PT (mg PO_4^- /L) | | | | |
| Muestreo | Blanco (-) | Papiro japonés (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>) |
| 1 | 7,23 ± 0,15 | 7,23 ± 0,21 | 7,4 ± 0,62 | 6,91 ± 0,34 |
| 2 | 7,60 ± 0,53 | 6,62 ± 0,30 | 6,90 ± 0,46 | 6,75 ± 0,22 |
| 3 | 7,43 ± 0,50 | 6,20 ± 0,20 | 6,48 ± 0,35 | 6,21 ± 0,09 |
| 4 | 6,44 ± 0,06 | 6,37 ± 0,31 | 6,23 ± 0,21 | 5,92 ± 0,07 |
| 5 | 6,57 ± 0,31 | 6,00 ± 0,20 | 6,20 ± 0,26 | 6,20 ± 0,53 |
| 6 | 6,30 ± 0,10 | 6,13 ± 0,21 | 6,13 ± 0,89 | 5,93 ± 0,25 |
| 7 | 6,63 ± 0,31 | 5,87 ± 0,21 | 5,43 ± 0,15 | 5,70 ± 0,10 |
| \bar{x} | 6.89 | 6.35 | 6.40 | 6.23 |
| σ | 0.52 | 0.46 | 0.62 | 0.45 |
| % Remoción | 16.03 | 22.61 | 22.00 | 24.01 |

Cuadro 9.13: Resultados de la variación de PT en el efluente para cada sistema piloto o humedal en los diferentes muestreos. Donde \bar{x} es el promedio de la PT y σ es la desviación estándar durante la totalidad de muestreos para cada humedal respectivamente.

Con los datos promedio de cada sistema piloto en cada muestra, se determina al final un promedio general para cada sistema piloto o conjunto de humedales, que resume el promedio y la desviación estándar durante las tres semanas o los 7 muestreos que duro el experimento, en este caso se puede observar a partir de la tabla 9.13, que el PT en el efluente en general

para todos los sistemas pilotos disminuyó en mediana cantidad, tal que para cada uno se puede estimar la alta tasa de eficiencia de remoción la cual fue superior al 20 % en el caso de los sistemas pilotos que contenían plantas, esto en correspondencia con el fósforo total PT del afluente que era de $8,2 \pm 1,48 \text{ ppm } PO_4^{3-}$. El valor promedio de PT más bajo lo presento la elefanta, con una concentración de PT en el efluente de $6,23 \pm 0,45 \text{ ppm } PO_4^{3-}$ con eficiencia de remoción de 24,01 %, seguido por el papiro japones con una concentración de PT en el efluente de $6,35 \pm 0,45 \text{ ppm } PO_4^{3-}$ con eficiencia de remoción de 22,61 %, el vetiver con una concentración de PT en el efluente de $6,40 \pm 0,62 \text{ ppm } PO_4^{3-}$ con eficiencia de remoción de 22,00 % y por ultimo el blanco (-) con una concentración de PT en el efluente de $6,89 \pm 0,52 \text{ ppm } PO_4^{3-}$ con eficiencia de remoción de 16,03 %.

En consideración con los resultados se puede inferir desde luego que, la concentración de PT en el efluente disminuye en baja proporción con el uso de las plantas en los sistemas pilotos a diferencia del blanco (-) que disminuye a una tasa cercana a los de los humedales con plantas, por tanto como se aborda en los análisis de resultados y discusión en el apartado siguiente, se denota por tanto que la tasa de remoción de fósforo en los humedales artificiales es bajo en comparación con otras técnicas de tratamiento de agua residual convencional, esto se debe a la dependencia de muchos factores los cuales incluyen: la reacción del fósforo en formas o compuestos no asimilables, la competencia del mismo compuesto perdiendo capacidad de reacción, el tiempo de retención hidráulico, el cual debe estar entre los 5 a 15 días, la proporción de microorganismos reductores de fósforo, tal y como especifica [Otálora Rodriguez \(2014\)](#) y [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), aun así con reportes de la literatura, los humedales artificiales tienen una buena remoción de fósforo el cual es de aproximadamente el 20 % de remoción de PT .

La variación de PT en cada uno de los muestreos por cada sistema piloto, se puede observar en la siguiente figura (ver figura 9.14), en donde en la abscisa se encuentra la unidad de muestreo y en la ordenada la concentración de PT para cada sistema piloto; de acuerdo entonces a la figura (figura 9.14) los sistemas pilotos que muestran la mas baja concentración de PT o la mas alta eficiencia de remoción corresponden en primer lugar a la elefanta, en segundo lugar al papiro japones y en tercer lugar el vetiver tal que se puede inferir que a medida de que transcurre el tiempo o en este caso la unidad de muestreo, la cantidad de PT en el efluente también disminuye, hasta que alcanza la

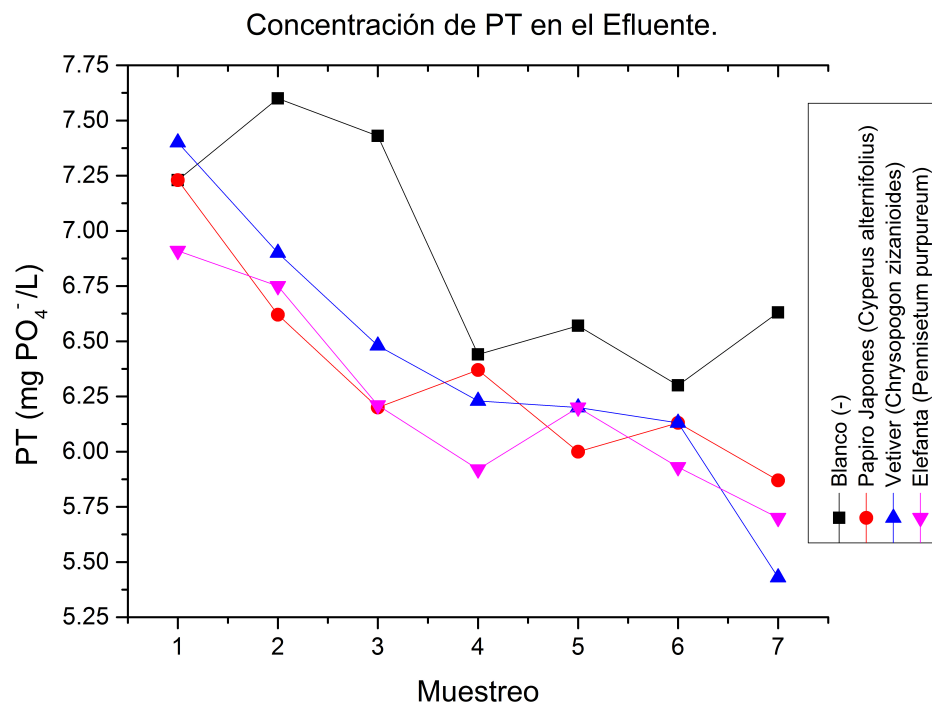


Figura 9.14:

Variación de la *PT* en el efluente para cada sistema piloto durante las unidades de muestreo de manera respectiva.

capacidad de campo, asociada al sustrato y a las plantas que componen el humedal artificial, por ultimo se tiene el blanco (-); en los cuatro sistemas pilotos se puede observar la alta tasa de variabilidad o la complejidad del comportamiento del *PT*, esto se puede deber a que en los tiempos estimados de retención son mínimos, puesto que se selecciona como parámetro la *DQO*, mientras que para remoción de fósforo en aguas residuales se debe estimar tiempos de retención hidráulicos de aproximadamente 5 a 15 días, por obvias razones, no se puede considerar en los humedales tiempos de retención tan largos, puesto que los microorganismos heterótrofos que son en gran mayoría, entrarían en fase de endogénesis o depredación, puesto que estos utilizan la materia orgánica como sustrato, tal y como señala [Rittmann and McCarty](#)

(1997).

La remoción de fósforo en cualquier tratamiento de aguas es mucho mas complejo, debido a las diferentes vías que puede tomar este contaminante a medida que reacciona con diferentes compuestos o microorganismos en el afluente, algunas de las vías de reacción eran las señaladas por [Rittmann and McCarty \(1997\)](#), las cuales son: aportación a la biomasa de fósforo normal (reacción con microorganismos), precipitación por compuestos metálicos en el afluente y complejación por otros compuestos. En el caso de los humedales artificiales o sistemas pilotos, la remoción de este contaminantes respecto a los demás presenta la tasa mas baja de remoción, aunque, bajo los rangos esperados en estos sistemas de tratamiento. el sistema piloto que mas alta tasa de remoción presenta es la elefanta, aunque no varía de manera significativa, respecto a los demás sistemas pilotos, posiblemente se debe la remoción de fósforo, debido a la intensificación biológica de la planta y a los mismos requerimientos metabólicos de la misma, puesto que fue la planta que durante todo el experimento presenta los valores de aumento de biomasa mas altos.

9.5. Evaluación y Caracterización de las plantas.

Los resultados de la evaluación y caracterización de las plantas, fueron determinados de acuerdo a la metodología planteada en el apartado anterior (materiales y métodos en la evaluación y caracterización de las plantas en el humedal artificial). Los respectivos resultados que se muestra en la tabla (ver tabla 9.14), corresponden al promedio de la tasa de crecimiento relativo (RGR) (mg/g-día), relación inicial de biomasa subterránea/ biomasa total (g/g), relación final de biomasa subterránea/ biomasa total (g/g), % aumento biomasa subterránea/biomasa total (%), NTK inicial y final (ppm), % aumento NTK en la biomasa(%), PT inicial y final (ppm), % aumento PT en la biomasa(%), porosidad inicial y final de la raíz (%) y %aumento en la porosidad de la raíz (%) de cada humedal artificial homólogo, es decir, el experimento en su totalidad estaba constituido por 12 humedales, de los cuales 9 contenían plantas, tal y como se ha comentado en apartados anteriores, divididos de la siguiente manera: el primer sistema piloto esta constituido por 3 humedales con vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), el segundo sistema

constituido por 3 humedales con elefanta (*Pennisetum purpureum*) y el ultimo sistema piloto formado por 3 humedales con papiro japones (*Cyperus alternifolius*).

A cada humedal se le extrae respectivamente al inicio y al final del experimento una muestra de planta por unidad de área caracterizada en los apartados anteriores, tal que las muestras de los humedales homólogos, conforman el respectivo promedio para cada sistema piloto (1 sistema piloto esta conformado por 3 humedales homólogos o 3 humedales con la misma especie de planta), tal y como se muestra en la tabla siguiente (tabla 9.14).

En la tabla (tabla 9.14), se presenta un promedio, que corresponde al promedio aritmético, el cual es la medida de tendencia central que se toma para caracterizar estadísticamente los datos de cada muestreo por sistema piloto, la desviación estándar el cual es la medida de dispersión que se toma para conocer cual es la variación de los datos respecto a la media y por ultimo se considera el coeficiente de variación el cual hace referencia a la relación entre el tamaño de la media y la variabilidad de la muestra.

| Evaluación y Caracterización de las plantas. | | | | |
|--|---|--|--|--|
| Tasas de crecimiento de la planta | Media del Papiro japo- nes (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Pennisetum purpureum</i>) | |
| Tasa de crecimiento relativo RGR(mg/g-día) | 12.61 | 16.05 | 27.22 | |
| Desviación (mg/g-día) | 3.43 | 0.33 | 1.22 | |
| Relación inicial sub-terránea/biomasa total(g/g) | 0.39 | 0.34 | 0.25 | |
| Desviación (g/g) | 0.02 | 0.05 | 0.01 | |

Continúa en la siguiente en la página.

| Evaluación y Caracterización de las plantas. | | | | |
|--|-----------|--|---|--|
| Tasas de crecimiento de la planta | Media del | Papiro japo- nes (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Pen- nisetum pur- pureum</i>) |
| Relación final biomasa sub- terránea/biomasa total(g/g) | | 0.41 | 0.39 | 0.30 |
| Desviación (g/g) | | 0.01 | 0.00 | 0.02 |
| % aumento biomasa sub- terránea/biomasa total (%) | | 3.88 | 13.78 | 19.79 |
| NTK inicial (ppm) | | 20.19 | 17.61 | 17.89 |
| Desviación (ppm) | | 2.10 | 3.84 | 1.35 |
| NTK final (ppm) | | 23.28 | 22.80 | 24.51 |
| Desviación (ppm) | | 3.19 | 2.52 | 3.05 |
| % aumento NTK en la biomasa(%) | | 15.32 | 29.47 | 37.01 |
| PT inicial (ppm) | | 6.87 | 0.79 | 3.05 |
| Desviación (ppm) | | 0.89 | 0.08 | 0.26 |
| PT Final (ppm) | | 8.95 | 1.06 | 4.11 |
| Desviación (ppm) | | 0.51 | 0.10 | 0.77 |
| % aumento PT en la biomasa(%) | | 30.31 | 33.70 | 34.58 |
| Porosidad inicial de la raíz (%) | | 19.31 | 28.76 | 33.00 |
| Desviación (%) | | 1.83 | 6.39 | 2.27 |
| Porosidad Final de la raíz (%) | | 23.30 | 34.33 | 42.53 |
| Desviación (%) | | 2.24 | 3.74 | 2.10 |
| %aumento en la porosidad de la raíz (%) | | 20.68 | 19.38 | 28.88 |

Continúa en la siguiente en la página.

| Evaluación y Caracterización de las plantas. | | | | |
|--|--|--|---|--|
| Tasas de crecimiento de la planta | Media del Papiro japo- nes (<i>Cyperus alternifolius</i>) | Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>) | Elefanta (<i>Penisetum purpureum</i>) | |

Cuadro 9.14: Resultados de la Evaluación y Caracterización de las plantas de los humedales artificiales.

Con los datos promedio de cada sistema piloto en cada muestra, se determina al final un promedio general para cada sistema piloto o conjunto de humedales, que resume el promedio y la desviación estándar durante las tres semanas o los 7 muestreos que duro el experimento, en este caso se puede observar a partir de la tabla 9.14, la tasa de crecimiento relativo RGR(mg/g-día) para cada planta que hacía parte del sistema piloto; este parámetro de crecimiento, relaciona de manera directa el crecimiento de la planta a partir del aumento de la biomasa, siendo una relación mucho mas concreta y concisa, puesto que no esta sujeta de manera arbitraria a la medición de los tallos y hojas de las plantas, como indicador de crecimiento, sino en cambio se utiliza la biomasa al inicio y al final del experimento, para determinar cuanto ha sido la tasa de crecimiento relativo por cada gramo de nutriente que se le agrega al sistema piloto donde se encuentra la planta. La tasa de crecimiento relativo RGR (mg/g-día) se determina a los sistemas pilotos que contienen plantas, para esto con la división por unidad de área, anteriormente hecha, se extrae respectivas muestras de las plantas, tanto al inicio como al final del experimento y se determina de manera respectiva la biomasa, al final se obtiene los resultados que se muestran en la tabla 9.14.

El valor promedio de crecimiento relativo más alto lo presento la elefanta con un RGR de $27,22 \pm 1,22 \text{ mg/g} - \text{dia}$ y es lo que se esperaba, puesto que desde que se inicia la fase experimental durante cada semana, tanto las hojas y los tallos de esta planta crecían a una tasa muy alta, con respecto a las demás plantas, esto se puede comparar a partir de la siguiente imagen o figura (figura 9.15), donde se observa la elefanta al inicio del experimento con las hojas cortadas debido al transporte hasta el sitio del experimento y al final del experimento donde las hojas han crecido al igual que los tallos; esto es indica por tanto, que esta planta bajo condiciones de alta carga de materia orgánica en aguas residuales y humedad se ajusta de manera adecuada

y exitosa, inclusive mucho mejor que plantas que se han utilizado en el diseño de humedales artificiales, puesto que en menos de tres semanas alcanzo una tasa de crecimiento relativo demasiado alto, indicador de una alta tasa de incorporación de nutrientes en su biomasa, provenientes del agua sintética.



(a) Estado de crecimiento de la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la fase inicial del experimento, se observa los tallos y hojas cortados.

(b) Estado de crecimiento de la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la fase final del experimento, se puede observar el crecimiento de las hojas y el color inclusive de estas.

Figura 9.15: Comparación del crecimiento de la elefanta (*Pennisetum purpureum*) durante la fase inicial y final del experimento.

El siguiente valor promedio de crecimiento relativo más alto lo presento el vetiver con un RGR de $16,05 \pm 0,33 \text{ mg/g} - \text{dia}$, se evidencia puesto que a medida que se desarrolla la fase experimental de los sistemas pilotos, el vetiver tiene nuevos retoños o nuevas plántulas localizadas en la base, así como el crecimiento de nuevas hojas que en muchos casos superaba las hojas que ya se encontraban anteriormente y por ultimo fue el papiro japoñes con una RGR de $12,61 \pm 3,43 \text{ mg/g} - \text{dia}$, en el cual durante las semanas de muestreo, solo en la ultima semana se muestra el crecimiento de plántulas, las cuales tienen una alta tasa de crecimiento; esto indica que el vetiver tiene una adaptación en tiempo mejor que el papiro japoñes, respecto también

a la elefanta, aun así esto no es conclusión suficiente, puesto que se debe considerar que las plantas devienen de especies diferentes, por tal la tasa de crecimiento y metabolismo puede ser diferente, en cada una de las plantas, aun así si se requiere el uso de plantas en humedales artificiales, es mejor realizar la elección de aquellas que tienen una alta tasa de crecimiento y una mejor adaptación al medio o sustrato con el agua residual.

Durante el experimento en las respectivas fases inicial y final se determina la relación de biomasa total y biomasa subterránea, puesto que, es de gran importancia conocer la tasa de crecimiento del sistema radicular, ya que allí es donde prospera la simbiosis entre los microorganismos y las plantas, tal como se ha comentado; si la planta presenta una baja tasa de crecimiento del sistema radicular los productos solubles o de fácil asimilación que se encuentran en gradiente respecto a la altura del sustrato, no son absorbidos y por tal la eficiencia del sistema empieza a disminuir considerablemente, además de que empieza a disminuir la biomasa activa de microorganismos por la falta de oxígeno que proporciona el sistema radicular. El valor promedio de la relación inicial biomasa subterránea/biomasa total(g/g) más alto lo presenta el papiro japonés con una relación $0,39 \pm 0,02$ (g/g), es decir, por cada 100 gramos de biomasa total de la planta 39 gramos o el 39 % representa la biomasa subterránea, el segundo valor promedio de la relación inicial biomasa subterránea/biomasa total(g/g) lo presenta el vetiver con una relación $0,34 \pm 0,05$ (g/g), es decir, por cada 100 gramos de biomasa total de la planta 34 gramos o el 34 % representa la biomasa subterránea y por último la elefanta con una relación $0,25 \pm 0,01$ (g/g), es decir, por cada 100 gramos de biomasa total de la planta 25 gramos o el 25 % representa la biomasa subterránea, se puede comparar a partir de la siguiente figura (ver figura 9.16), donde se muestran las condiciones de la biomasa total de la elefanta y el vetiver, respecto a su sistema radicular.

Finalizado el experimento se determina de nuevo la relación biomasa subterránea/ biomasa total, tal que, el valor promedio de la relación final biomasa subterránea/biomasa total(g/g) más alto lo presenta el papiro japonés con una relación $0,41 \pm 0,01$ (g/g), es decir, por cada 100 gramos de biomasa total de la planta 41 gramos o el 41 % representa la biomasa subterránea, ahora en contraste con la relación inicial de biomasa subterránea/ biomasa total, el papiro japonés aumenta solo el 3,88 % de la biomasa subterránea durante el experimento, por lo que el cambio en su sistema radicular no lo hace



(a) Planta de elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la fase inicial del experimento.



(b) Sistema radicular de la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en la fase final del experimento.



(c) Planta de vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en la fase final del experimento.



(d) Sistema radicular del vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) en la fase final del experimento.

Figura 9.16: Comparación entre la planta y sus sistema radicular para el vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*).

tan significativo dentro del sistema piloto; el segundo valor promedio de la relación final biomasa subterránea/biomasa total(g/g) lo presenta el vetiver con una relación $0,39 \pm 0,00$ (g/g), es decir, por cada 100 gramos de biomasa total de la planta 39 gramos o el 39 % representa la biomasa subterránea, en contraste con la relación inicial de biomasa subterránea/ biomasa total, el vetiver aumenta en un 13,78 % de la biomasa subterránea durante el experimento, lo que se considera un buen aumento del sistema radicular en los humedales artificiales que contienen vetiver y por ultimo la elefanta con una relación $0,30 \pm 0,02$ (g/g), es decir, por cada 100 gramos de biomasa total de la planta 30 gramos o el 30 % representa la biomasa subterránea, en contraste con la relación inicial de biomasa subterránea/ biomasa total, el vetiver aumenta en un 19,79 % de la biomasa subterránea durante el experimento, por lo tanto, se puede aludir que tanto el vetiver como la elefanta, tienden un aumento en su sistema radicular a una proporción de tasa mucho mayor respecto al papiro japones, por lo que estas plantas en los sistemas pilotos, tienden a aumentar su sistema radicular y biomasa en presencia de altas cargas de humedad y contaminantes de fácil degradación, exaltando en este caso a la elefanta, que bajo las condiciones iniciales con las que empieza el experimento, tiende a sobrepasar a altas tasas de crecimiento a los demás sistemas pilotos.

La variación de la biomasa total y la biomasa subterránea en las fases inicial y final del experimento para cada sistema piloto o conjunto de humedales, se puede observar en la siguiente figura (ver figura 9.17). Donde se puede mostrar la comparación respectiva en primer lugar en el aumento de la biomasa total para cada planta, tal que en todos los sistemas pilotos, durante el experimento existe un aumento en la biomasa total y también en el sistema radicular o biomasa subterránea para cada sistema piloto, desde luego lo que se observa en la gráfica (figura 9.17), no es una tasa de crecimiento a escala de cada planta presente en cada sistema piloto, sino en cambio, muestra que bajo las condiciones de humedad y de alta tasa orgánica las plantas prosperan con gran éxito y con gran adaptación bajo las condiciones antes mencionadas; no indica desde luego que el papiro japones tiene la mas alta tasa de crecimiento o de aumento en la biomasa total, puesto que se debe considerar las condiciones iniciales, en este caso, se puede aludir que respecto a la biomasa total la elefanta tiene una mayor tasa de crecimiento, seguido por la elefanta y por ultimo con el vetiver, esto en cuestión de biomasa total; en relación con la biomasa subterránea se presenta la misma alusión o

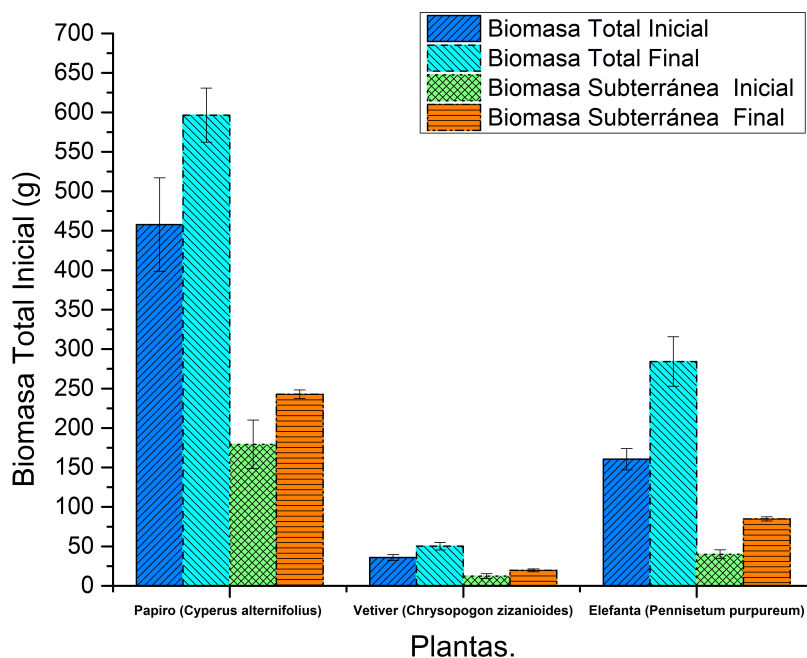


Figura 9.17:

Variación de la biomasa total y subterránea en las fases inicial y final del experimento para cada sistema piloto.

tendencia, la elefanta, seguido por el papiro japonés y por último el vetiver, aun así al realizar las correspondientes relaciones de biomasa subterránea/biomasa total se presenta un orden diferente, tal y como se hacía mención en apartados anteriores, aun así se puede observar esta diferencia a partir de la siguiente figura (ver figura 9.18).

En este caso, se puede observar la respectiva variación entre la relación inicial y final de la biomasa subterránea/biomasa total en las respectivas fases del experimento para cada sistema piloto, a diferencia de la gráfica anterior, esta se encuentran a correspondiente escala, por lo que se puede inferir bajo la respectiva tasa de crecimiento de la biomasa total y la biomasa sub-

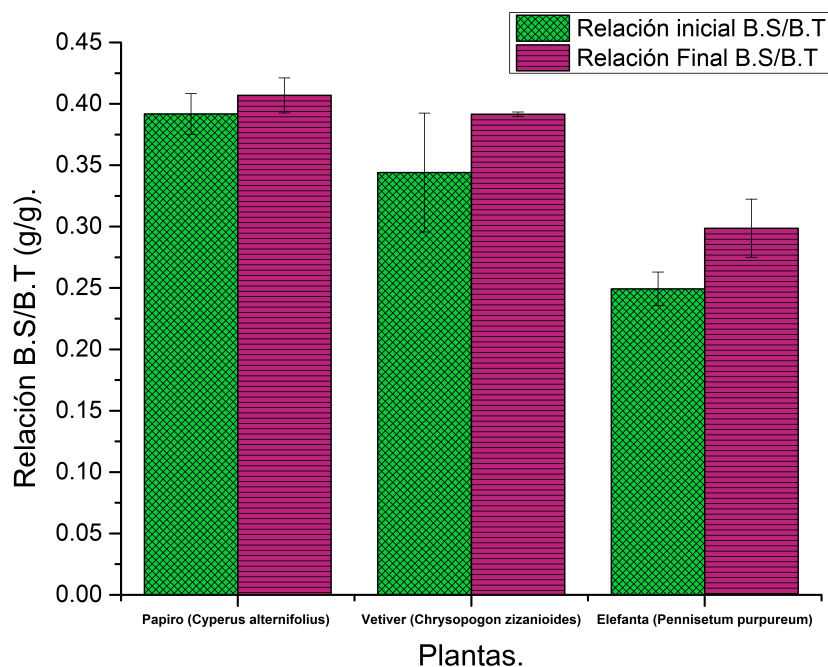


Figura 9.18:

Relación inicial y final de la biomasa subterránea/ biomasa total en las respectivas fases del experimento para cada sistema piloto.

terránea, en primer lugar se muestra que para los diferentes sistemas pilotos existe un aumento en la relación entre la biomasa subterránea y total, tal y como se había comentado en descripciones anteriores y en segundo lugar se muestra lo que se había explicado anteriormente, la relación final de biomasa subterránea/ biomasa total, es mayor en la elefanta, seguido por el vetiver y por ultimo se tiene el papiro japonés, esta es la verdadera relación que se espera tras eliminar las condiciones iniciales tan diferentes con las cuales se condicionó el experimento.

Durante el experimento en las respectivas fases inicial y final se determina la concentración de nitrógeno y fósforo total, puesto que es importan-

te, conocer en primera instancia las concentraciones iniciales, con los cuales las plantas inician el experimento y en segundo lugar la cantidad de estos nutrientes que han absorbido durante el desarrollo del experimento en cada sistema piloto. El valor promedio de NTK inicial más alto lo presenta el papiro japoses con una concentración de $20,19 \pm 2,10$ ppm, el segundo valor promedio de NTK inicial lo presenta la elefanta con una concentración de $17,89 \pm 1,35$ ppm y por ultimo el vetiver con una concentración de $17,61 \pm 3,84$ ppm. En relación con el fósforo total inicial, el valor promedio de PT inicial más alto lo presenta el papiro japoses con una concentración de $6,87 \pm 0,89$ ppm, el segundo valor promedio de PT inicial lo presenta la elefanta con una concentración de $3,05 \pm 0,26$ ppm y por ultimo el vetiver con una concentración de $0,79 \pm 0,08$ ppm.

Finalizado el experimento se determina de nuevo la concentración de nitrógeno (NTK) y fósforo total (PT), tal que, el valor promedio de NTK final más alto lo presenta la elefanta con una concentración de $24,51 \pm 3,05$ ppm incorporando en su estructura o biomasa cerca del 37,01 % de la concentración de NTK en condiciones iniciales, el segundo valor promedio de NTK final lo presenta el papiro japoses con una concentración de $23,28 \pm 3,19$ ppm incorporando en su estructura o biomasa cerca del 15,32 % de la concentración de NTK en condiciones iniciales y por ultimo el vetiver con una concentración de $22,80 \pm 2,52$ ppm, incorporando en su estructura o biomasa cerca del 29,47 % de la concentración de NTK en condiciones iniciales. En relación con el fósforo total final, el valor promedio de PT final más alto lo presenta el papiro japoses con una concentración de $8,95 \pm 0,51$ ppm incorporando en su estructura o biomasa cerca del 30,31 % de la concentración de PT en condiciones iniciales, el segundo valor promedio de PT final lo presenta la elefanta con una concentración de $4,11 \pm 0,77$ ppm incorporando en su estructura o biomasa cerca del 34,58 % de la concentración de PT en condiciones iniciales y por ultimo el vetiver con una concentración de $1,06 \pm 0,10$ ppm, incorporando en su estructura o biomasa cerca del 33,70 % de la concentración de PT en condiciones iniciales.

Es por tal que se puede aludir que la elefanta bajo las condiciones iniciales impuestas, es capaz de absorber en su biomasa o estructura una mayor proporción de nitrógeno respecto al papiro japoses, seguido por el vetiver, por lo que en consideración y suponiendo que la única fuente de nitrógeno disponible es la del agua sintética, se puede por tanto establecer, que exis-

te una muy buena dinámica entre los microorganismos que transforman el nitrógeno del agua sintética en formas disponibles para las plantas y el sistema radicular. En relación con el fósforo total, de igual forma se establece que bajo las condiciones iniciales, la elefanta tiene la mas alta capacidad de incorporación de fósforo en su fisiología o biomasa, seguido por el vetiver y por ultimo el papiro japones, por tal esto demuestra como se ha comentado en apartados anteriores que la elefanta y el vetiver en los sistemas pilotos tienen tasas de metabolismo muy altas en comparación con el papiro japones y por tal pueden establecerse con mayor rapidez en los humedales artificiales.

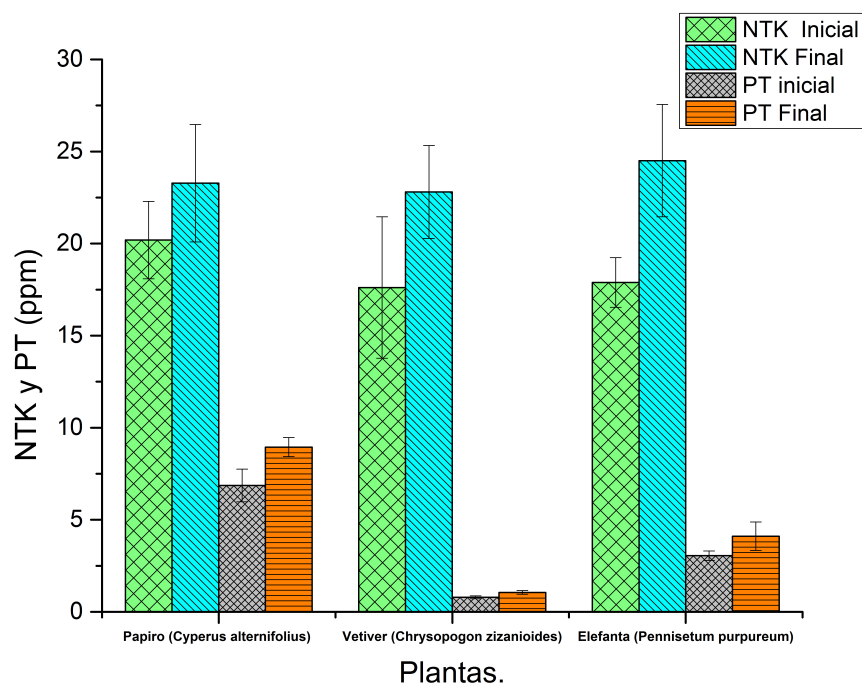


Figura 9.19:
Variación del contenido de NTK y PT en las fases inicial y final del experimento para cada sistema piloto.

La variación inicial y final del NTK y la variación inicial y final del PT,

se puede establecer y comparar en la siguiente figura o gráfico de barras (ver figura 9.19), en primer lugar se expone que en todos los sistemas pilotos existe un aumento de nitrógeno total NTK y fósforo total PT en la fisiología o biomasa de cada una de las plantas que constituye los sistemas pilotos, en segundo lugar se muestra que el aumento de NTK en las plantas es mucho mayor que el aumento de PT, lo cual corresponde a la relación normal en plantas, microorganismos y organismos, puesto que se hace mas necesario por parte de las células el uso del nitrógeno que del fósforo, aun así ambos son elementos esenciales para la formación de las cadenas moleculares y la formación de nuevas células o biomasa activa. En tercer lugar se alude por diferencia de barras, como se ha comentado que la elefanta y el vetiver respectivamente, son las plantas que incorporan en mayor concentración NTK y PT en su sistema, a diferencia del papiro japones que lo hace bajo una tasa de incorporación más lenta.

La porosidad del sistema radicular es uno de los parámetros más importantes que se debe considerar en el establecimiento de plantas en humedales artificiales. La porosidad se puede entender como el espacio o volumen de gas que ocupa en el interior de la raíz, estos espacios permiten el adecuado intercambio de gases entre la raíz y el medio en el que se encuentran, funcionan de manera semejante a los estomas ubicados en los tallos y en las hojas para realizar el intercambio de gases con la atmósfera; cuando una planta se encuentra en medios de alta humedad, alta compactación o con alta tasa de nutrientes, generalmente tienden a aumentar la porosidad de la raíz con el fin de oxidar estos compuestos, transportar mayor cantidad de humedad desde el suelo a la atmósfera o abrirse paso por el sustrato. En el caso de los humedales artificiales el aumento de porosidad en el sistema radicular es aprovechado por los microorganismos heterótrofos que utilizan el oxígeno como aceptor de electrones, luego existe una relación directamente proporcional, si aumenta la porosidad de la raíz, aumenta el contenido de microorganismos en el humedal artificial y por tal se da la remoción de contaminantes en el afluente.

Durante el experimento en las respectivas fases inicial y final se determina la porosidad inicial del sistema radicular por unidad de área para cada sistema piloto. El valor promedio de porosidad inicial más alto lo presenta la elefanta con una proporción del $33,00 \pm 2,27$ %, el segundo valor promedio de porosidad inicial lo presenta el vetiver con una proporción de $28,76 \pm 6,39$ % y por ultimo el papiro japones con una proporción de $19,31 \pm 1,83$ %.

Finalizado el experimento se determina de nuevo la proporción de la porosidad del sistema radicular, tal que, el valor promedio de porosidad final más alto lo presenta la elefanta con una proporción del $42,53 \pm 2,10$ % aumentando en un 28,88 % la porosidad en el sistema radicular, el segundo valor promedio de porosidad inicial lo presenta el vetiver con una proporción de $34,33 \pm 3,74$ % aumentando en un 19,38 % la porosidad en el sistema radicular y por ultimo el papiro japonés con una proporción de $23,30 \pm 2,24$ % aumentando en un 20,68 % la porosidad en el sistema radicular.

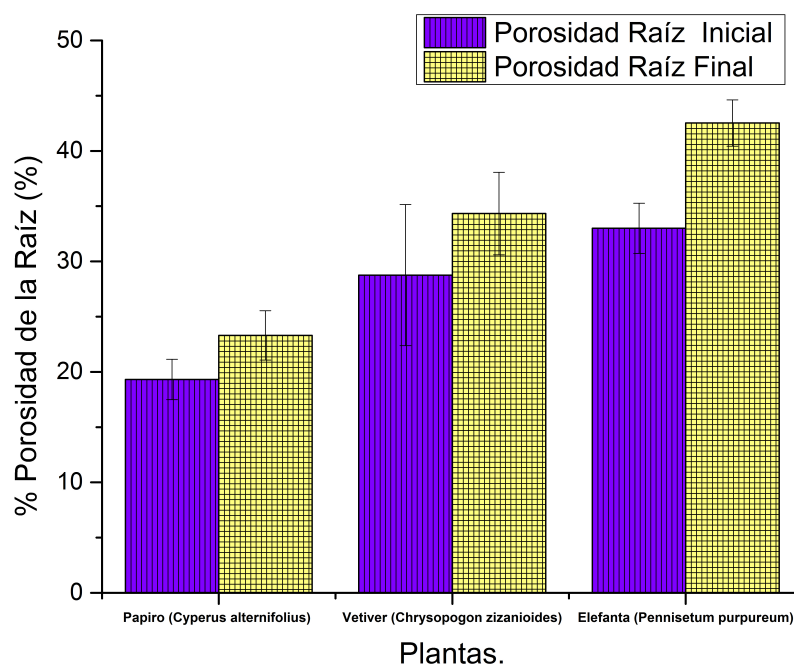


Figura 9.20:
Porosidad inicial y final en el sistema radicular en las respectivas fases del experimento para cada sistema piloto.

La variación inicial y final de la porosidad del sistema radicular por uni-

dad de área, se puede establecer y comparar en la siguiente figura o gráfico de barras (figura 9.20), en primer lugar se expone que en todos los sistemas pilotos existe un aumento en la relación o proporción de la porosidad del sistema radicular en cada planta y en segundo lugar tal y como se comenta en la descripción anterior se observa que existe una mayor tasa de incremento en la porosidad del sistema radicular en la elefanta y el vetiver en comparación con el papiro japos, el cual su tasa de incremento es inferior, las posibles hipótesis que mas adelante se explican en la sección de análisis de resultados, por lo cual se presenta un aumento en la porosidad de estas plantas este dado a razón de la tasa de metabolismo más alta que presenta la elefanta y el vetiver en comparación con el papiro japos, la adecuación de las plantas a la alta tasa de contaminantes y al régimen de humedad.

Las plantas, tal y como se ha comentado son parte fundamental de la constitución de un humedal artificial, puesto que estas en conjunto con los microorganismos se encargan de reducir la carga de contaminantes en las aguas residuales. El trabajo entre microorganismos y plantas, puede ser concebido como una simbiosis suficiente pero no necesaria, puesto que, por un lado los microorganismos y demás organismos participes degradan la materia orgánica en compuestos de fácil asimilación para las plantas, tales como, sulfatos, nitratos, fosfatos, carbohidratos, entre otros necesarios para el crecimiento de la planta, estos son absorbidos y asimilados por las plantas, mientras que estas, ofrecen una matriz para el sustrato, antibióticos y anti-fúngicos para microorganismos invasores y lo más importante establece una tasa de oxígeno adecuado, para el desarrollo y adecuación de estos microorganismos. Es por tanto que mantener esta relación de simbiosis, es demasiado importante en un humedal artificial y una forma de correlacionar el funcionamiento de los humedales artificiales, es a partir, de la evaluación y caracterización de las plantas que componen cada sistema piloto.

Como se ha comentado en apartados anteriores, en la construcción de los humedales, es de vital importancia establecer la vegetación con la densidad apropiada. Sí están disponibles, deben ser preferidas las plantas locales que estén adaptadas a las condiciones del sitio. En muchos sitios donde se implementan humedales artificiales la selección de las plantas pueden variar, algunos humedales hacen uso de las plantas tradicionales como el jacinto de agua el cual ha sido exitosamente desarrollado en Marruecos y en una pequeña comunidad en Brasil, donde el sistema se utiliza para tratar agua para

consumo humano y aguas residuales domésticas, [Otálora Rodríguez \(2014\)](#). Aun así muchas veces la selección de las plantas se debe realizar de acuerdo a las plantas que se encuentran en la zona, es decir, plantas autóctonas, puesto que plantas de otros ecosistemas, pueden causar un daño ambiental mucho mayor que el que se quiere solucionar en cuestión de la ecología del ecosistema. En este caso se muestra que la elefanta es la planta que además de ser una de las plantas mas utilizadas por los agricultores para alimentar el ganado, también ha presentado las mas altas tasas de remoción de contaminantes, respecto a plantas como el papiro japones y el vetiver. La elefanta en este sentido presenta el aumento de la tasa de biomasa activa mayor respecto a las demás plantas, además de la porosidad de la raíz, como comenta [Mei et al. \(2014\)](#) el aumento en la porosidad de la raíz de una planta aumenta el contenido de oxígeno en el suelo, en este caso el sustrato y por tal la biota que se encuentra cerca de la raíz, es por tal que los sistemas pilotos con elefanta presentan mas altas tasas de remoción de contaminantes, debido a que el aceptor de electrones (en este caso el oxígeno) aumenta en el sustrato, oxidando con mayor facilidad por los microorganismos la materia orgánica presente, de igual forma como señala [Mei et al. \(2014\)](#), este aumento en la porosidad de la raíz es un buen indicador de la remoción de contaminantes y del crecimiento de la planta, además de una biomasa activa de microorganismos estables en el sustrato.

9.6. Cinética de Remoción de Contaminantes.

A partir de los modelos clásicos de decaimiento de contaminantes se realizó una aproximación al modelo cinético de degradación de la materia orgánica para cada uno de los sistemas pilotos, es de vital importancia recordar que gran parte de los modelos clásicos corresponden a ecuaciones diferenciales de primer orden, que en muchos casos no corresponden a todos los valores considerados en el experimento, debido a las condiciones evaluadas, las condiciones de frontera y las condiciones iniciales, es decir, las ecuaciones que se plantean en el marco de referencia corresponden no solo a modelos de lodos activados, los cuales ya se tienen demasiado estudiados, sino también a modelos de pantanos y balsas con plantas muy conocidas a nivel mundial como la espadaña, la lenteja de agua, el junco y el carrizo, por tal no se puede

modelar bajo un mismo sistema de ecuaciones diferenciales a las plantas en cuestión, además, de que con los datos considerados no se puede modelar de manera exacta o cuasidiferencial, pero si aproximar a los modelos dados por los autores, con el fin de corroborar si se pueden modelar bajo estas ecuaciones. Se intenta inferir cual es el valor de K que se adaptaría mejor para simular la remoción en cada sistema piloto o humedal artificial.

Con el objeto de conocer la constante cinética de velocidad de la reacción en el proceso de degradación de los diferentes parámetros medidos, se hizo uso de los datos obtenidos de la evaluación al humedal. Inicialmente se realizó la relación de los valores afluente y efluente en el humedal, posteriormente se obtuvo el logaritmo natural para los valores y se determinó la línea de tendencia que mejor se acomodaba a la nube de puntos que tiene a $\ln(C)$ y $\ln(C_0)$ como los valores de x y y en la ecuación de una recta. De la ecuación lineal se obtiene el valor de K , siendo el valor de la constante de degradación mucho mas valedero en la medida en que la pendiente se aproxime a la unidad.

Este procedimiento se realiza para la evaluación de los principales parámetros que se espera que se remuevan en un humedal artificial como son: S.S.T, DBO_5 , NTK y PT, por tal en las figuras 9.21, 9.22, 9.23 y 9.24, se se presenta la estimación de la línea de tendencia para la obtención de los valores de pendiente y porcentaje de correlación de los valores registrados, de manera respectiva. Según las representaciones gráficas (Figuras 9.21, 9.22, 9.23 y 9.24) se obtuvo una mala a regular correlación para los S.S.T, DBO_5 , NTK y PT, en cada uno de los sistemas pilotos para cada una de las plantas. En el caso de S.S.T la correlación no supero el 0.49, el cual puede ser considerado como un sistema diferencial regular, siendo este valor el mas alto para la elefanta; en el caso de la DBO_5 la correlación no supera el 0.06; para el NTK el valor de correlación no supera el 0.66, siendo este el valor mas alto para el vetiver y 0.48 para la elefanta, aun así, para los sistemas pilotos con plantas, se puede asumir un sistema de ecuaciones diferenciales de primer orden solo para el caso de remoción de NTK y en el caso de PT el factor de correlación mas alto lo presenta el papiro japonés de 0.40, seguido por la elefanta con 0.12. Lo anterior indica que el funcionamiento en los humedales artificiales o sistemas pilotos no tienden hacia el régimen de flujo a pistón como en el caso de humedales con plantas que contienen espadañas o juncos y son sistemas de humedales superficiales, en este caso de experimento los sistemas pilotos contruidos no funcionaban a flujo pistón sino a sistema cerrado, además de

ser sub-superficiales, por tal las ecuaciones modeladas no se pueden plantear de manera satisfactoria a estos sistemas pilotos.

Es importante considerar que en esta estimación existen variables que afectan los resultados como es el tamaño de las partículas del contaminante, la planta que se usa en cada sistema piloto y el proceso de eliminación del mismo. En términos de la DBO_5 , esta puede estar presente en forma soluble, coloidal o particulada y la eliminación puede darse por vía aeróbica, anaeróbica o por mecanismos físicos. Considerando lo anterior, es posible que exista una distribución de constantes cinéticas de eliminación en función de los tamaños, si se asume que cada rango de tamaño de partículas de cada tipo de contaminante se elimina por procesos distintos según un modelo de primer orden.

Ahora como se observa en las gráficas (Figuras 9.21, 9.22, 9.23 y 9.24), no se puede considerar para el caso de los sistemas pilotos modelos de primer orden, porque como se ha visto el factor de correlación no dan correspondencia al modelo estimado, es por tal que para el caso de estas plantas se deben de plantear y estimar nuevos modelos o siendo el caso transformar el sistema de ecuación diferencial que se presenta a continuación bajo un nuevo modelo o parámetro, que conlleve una estimación de la concentración que se reporta a nivel experimental:

$$\ln(C) = \ln(C_0) - K\theta \quad (9.1)$$

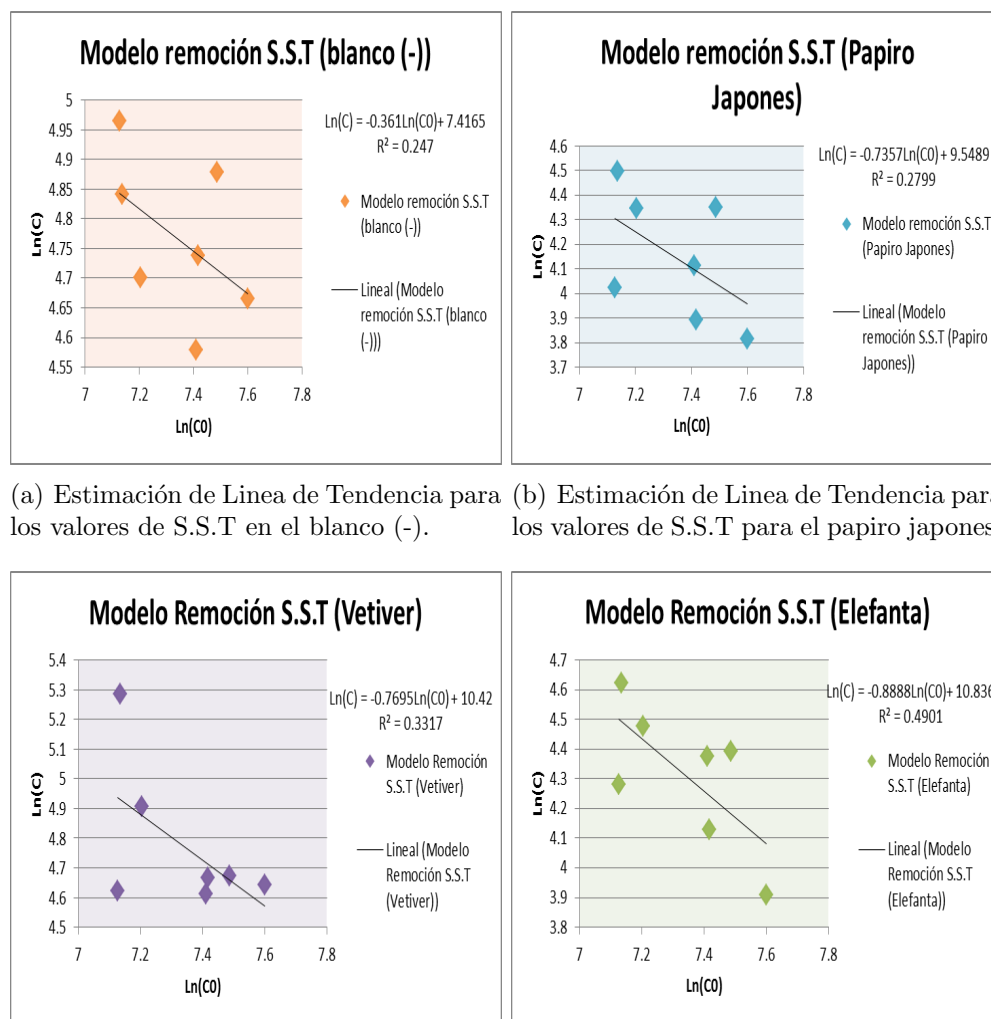
Por tanto las constantes de reacción de primer orden que se determinan para la remoción de contaminantes no son aplicables a reacciones de primer orden, valor que indica que es posible que se requiera un tiempo de retención hidráulico superior al que presenta el sistema con el fin de obtener una constante de velocidad mayor. El THR es una de las variables críticas en la eficiencia de remoción, por lo cual se debe tener en cuenta que para obtener un valor definido de la velocidad de reacción óptima para la remoción de los contaminantes presentes, es necesario ampliar el número de datos realizando mayor número de muestreos.

En muchos casos por tanto es recomendable modificar la ecuación anterior y tratar de expresar un modelo para cada contaminante a partir modelos de regresión como el caso del uso del polinomio de Hermite o el método de diferencias divididas, considerando desde luego unas muy buenas condiciones iniciales y de frontera que eviten variaciones respectivas en el método.

Se puede por tanto determinar que el sistema piloto o humedal artificial con elefanta y papiro japones obtienen coeficientes de correlación regulares ya que presentaban correlación en sus parámetros de remoción de hasta $r^2 = 0,60$, exceptuando el caso de S.S.T, en los cuales para ninguno de los casos se atribuye buena correlación, por tal para determinadas condiciones, se puede modelar la cinética de remoción de contaminantes de primer orden para estas plantas, aunque se considera desde luego que es mejor ajustar esto a sistemas de ecuaciones diferenciales o de remoción de contaminantes mas apropiados.

9.7. Importancia de la Selección de Vegetación en el Diseño de Humedales Artificiales.

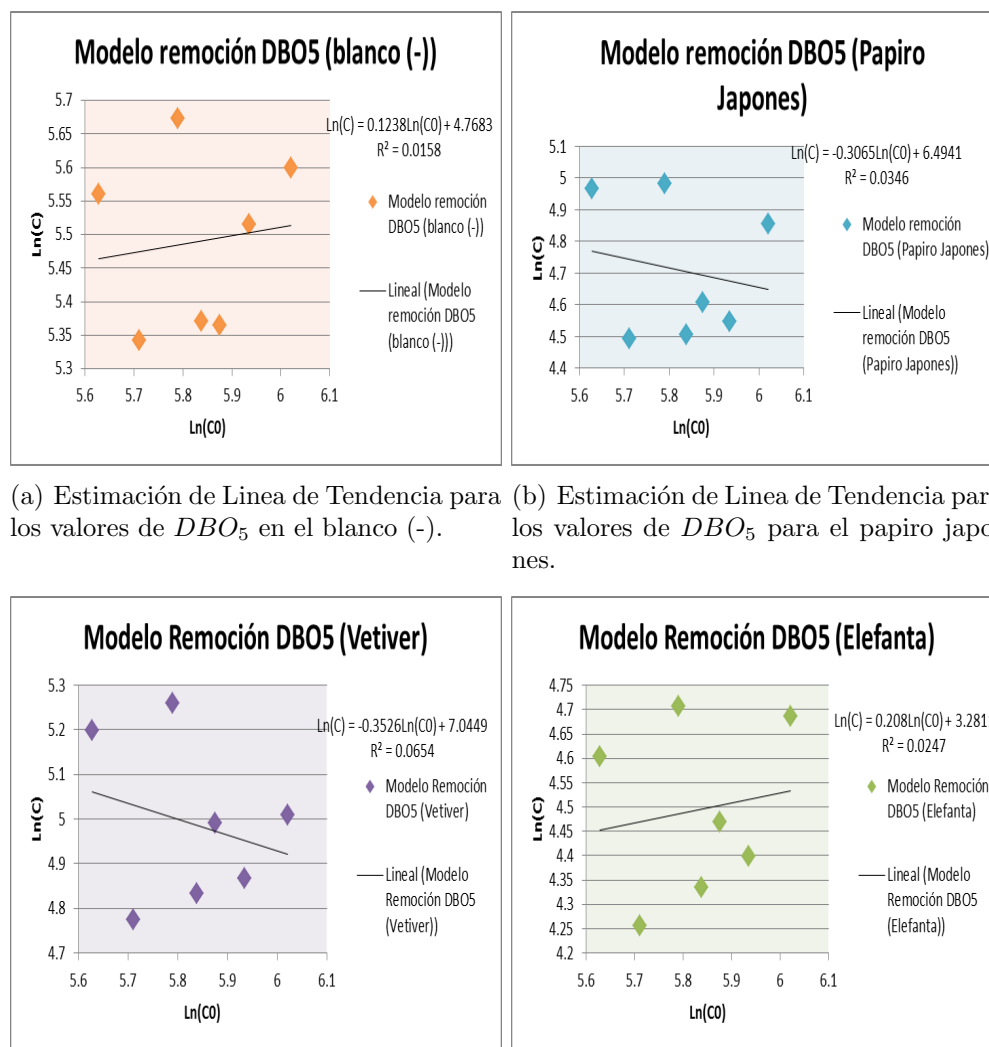
A partir de los resultados obtenidos se puede por tanto establecer que los humedales artificiales son una alternativa de gran fiabilidad ambiental y bajos costos ambientales para el tratamiento de aguas residuales de origen domestico. Por tal la aplicación de los humedales artificiales se puede extender en la implementación de estos sistemas de tratamiento no convencionales en casas de interés social, por ejemplo, donde las aguas residuales pueden ser recolectadas y luego tratadas por los humedales artificiales que se pueden disponer en la misma zona de las viviendas, esto en gran forma contribuye a la gestión integral del agua en la región, a promover el sentido de responsabilidad ambiental por parte de los habitantes y además puede ser un complemento que puede mejorar no solo la calidad de vida de los habitantes, sino también, mejorar la calidad paisajista del entorno, además de disminuir el impacto ambiental no solo asociado al recurso natural, sino también a la construcción, contribuyendo a sistemas de vivienda sostenibles y amigables con el ambiente, especialmente con el agua.



(a) Estimación de Línea de Tendencia para los valores de S.S.T en el blanco (-). (b) Estimación de Línea de Tendencia para los valores de S.S.T para el papiro japonés.

(c) Estimación de Línea de Tendencia para los valores de S.S.T para el vetiver. (d) Estimación de Línea de Tendencia para los valores de S.S.T para la elefanta.

Figura 9.21: Estimación de Línea de Tendencia para los valores de S.S.T en los sistemas piloto.



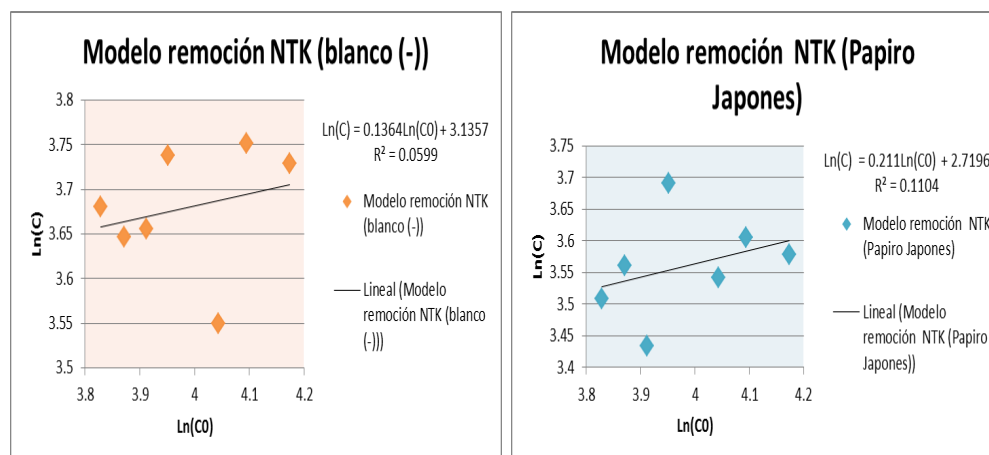
(a) Estimación de Línea de Tendencia para los valores de DBO_5 en el blanco (-).

(b) Estimación de Línea de Tendencia para los valores de DBO_5 para el papiro japonés.

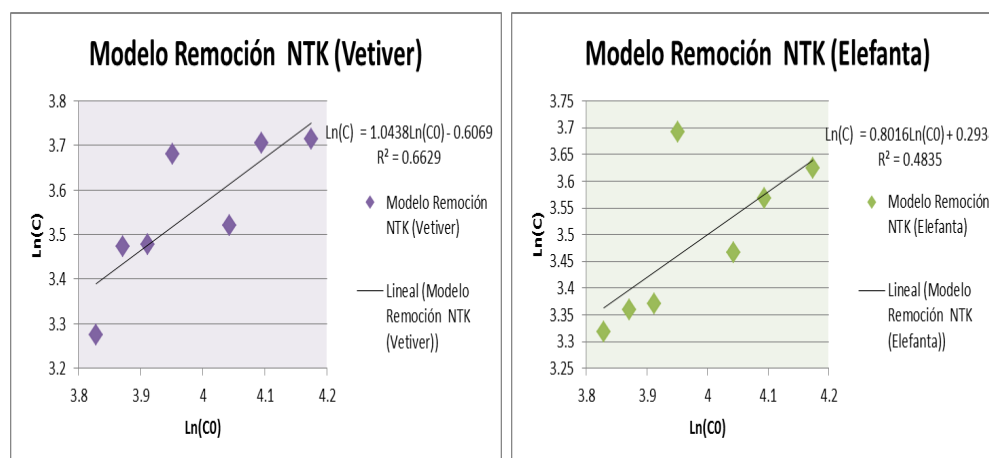
(c) Estimación de Línea de Tendencia para los valores de DBO_5 para el vetiver.

(d) Estimación de Línea de Tendencia para los valores de DBO_5 para la elefanta.

Figura 9.22: Estimación de Línea de Tendencia para los valores de DBO_5 en los sistemas piloto.

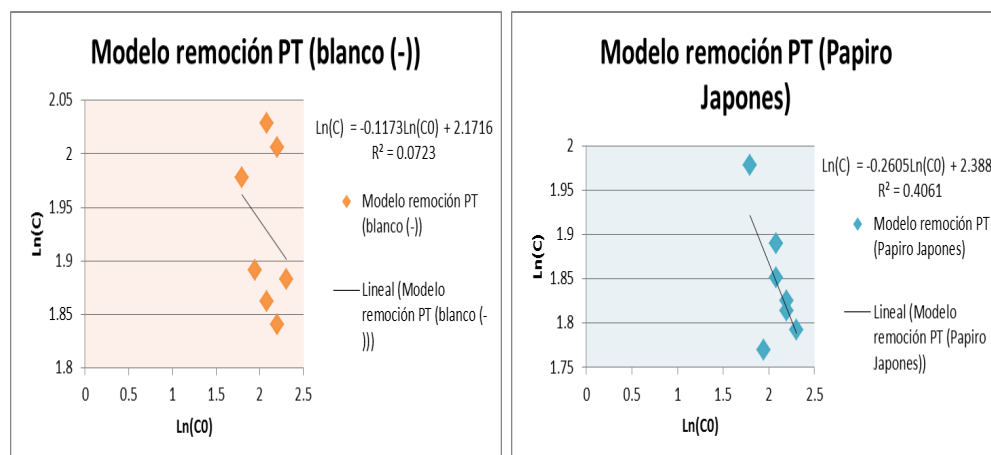


(a) Estimación de Linea de Tendencia para los valores de NTK en el blanco (-). (b) Estimación de Linea de Tendencia para los valores de NTK para el papiro japonés.

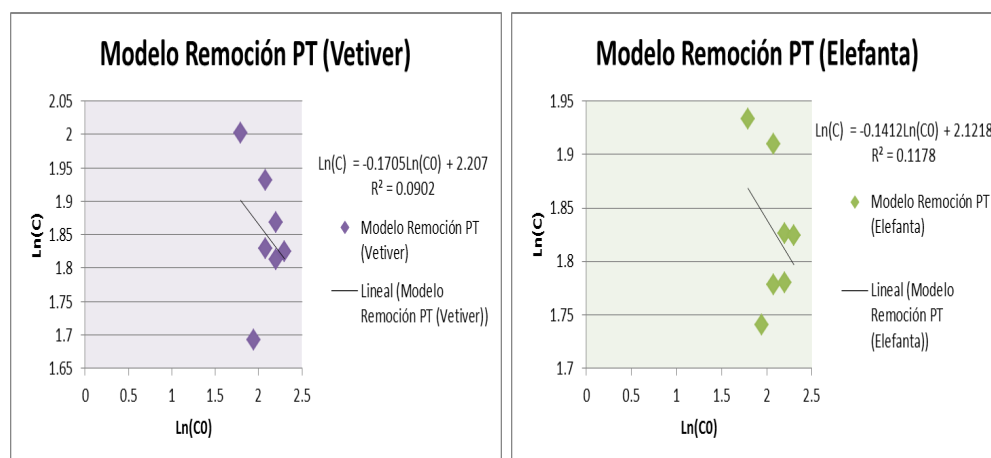


(c) Estimación de Linea de Tendencia para los valores de NTK para el vetiver. (d) Estimación de Linea de Tendencia para los valores de NTK para la elefanta.

Figura 9.23: Estimación de Linea de Tendencia para los valores de NTK en los sistema pilotos.



(a) Estimación de Linea de Tendencia para los valores de PT en el blanco (-). (b) Estimación de Linea de Tendencia para los valores de PT para el papiro japonés.



(c) Estimación de Linea de Tendencia para los valores de PT para el vetiver. (d) Estimación de Linea de Tendencia para los valores de PT para la elefanta.

Figura 9.24: Estimación de Linea de Tendencia para los valores de PT en los sistema pilotos.

Durante la descripción del presente trabajo de grado se muestra que la vegetación en un humedal artificial es demasiado importante, puesto que en conjunto con los microorganismos son los que llevan las correspondientes tasas de remoción, dando en si el correspondiente tratamiento al afluente, pero también se comenta que no todas las plantas son sucintas a dicha relación y por tal a remover contaminantes, puesto que mínimo se deben de considerar las siguientes características:

- 1) Plantas con alta capacidad de adaptación a regímenes de humedad como ústicos o ácuicos
- 2) Evitar plantas con tallo leñoso o especies arbóreas o de tasa de crecimiento lento, puesto que las primeras a demás de tener tasas de crecimiento lento, pueden dañar las estructuras hidráulicas del humedal o dispersar el mismo sustrato.
- 3) Plantas con gran sistema radicular, especialmente radial y superficial que permitan un afincamiento del sustrato y crear mayor área superficial para los microorganismos.
- 4) Considerar usar plantas autóctonas de la zona o región, aunque se conocen casos de éxitos en diferentes países de plantas como el junco, espadaña o buchón de agua, estos no son propios de muchas zonas y al implementarse en los diferentes humedales pueden causar una contingencia ambiental mas grave de la que se quiere remediar, por ende investigar las plantas que existen en la zona que tienen esta capacidad de remediación o sino en cambio observar en balsas, pantanos o quebradas las plantas que prosperan en estos medios y evaluar.

Por tal retomando una de las principales aplicaciones que se les puede dar a los humedales artificiales es en el tratamiento de A.R.D. ³, considerando una gran gestión del recurso en sistemas de viviendas de interés social por ejemplo, en pequeñas empresas de manufactura de alimento o inclusive en empresas de prestación de servicios como pequeños y medianos hospitales, universidades o colegios.

³Aguas Residuales Domésticas.

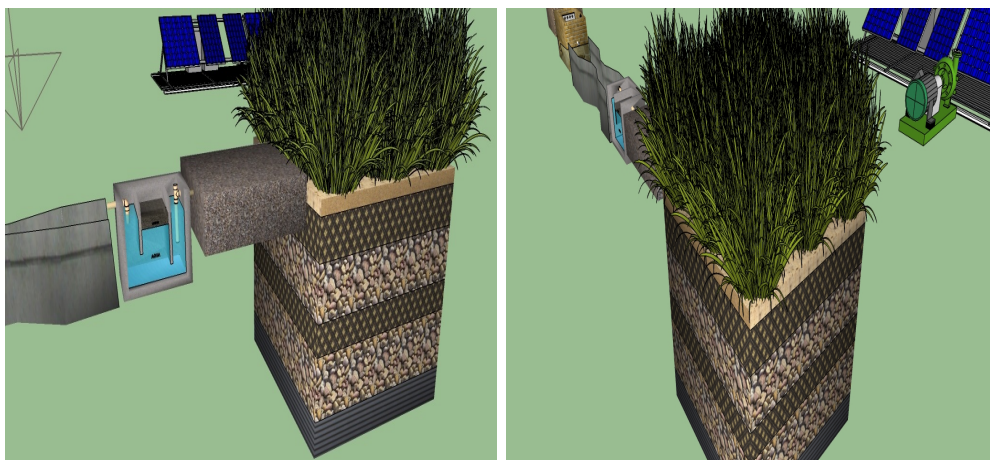
El objetivo en este caso de la selección de manera correcta de la vegetación para un humedal artificial es poder cumplir a través del desarrollo de procesos, materiales, o instalaciones de fácil aplicación en proyectos de vivienda de interés social, el cual es un caso de excelente aplicación de un humedal artificial. La solución en este caso esta encaminada a mejorar la situación social, paisajista y ambiental de los habitantes, ya sea por una disminución en gastos de tasas ambientales y tasas de alcantarillado y una mejora en la calidad del entorno.

Además las personas que habitan o utilizan espacios que carecen de mecanismos adecuados de acondicionamiento sanitario, acústico o inclusive térmico, pueden utilizar o hacer uso de las mismas propiedades de las plantas que componen los humedales artificiales con fin indirecto, en mira a la solución de estas problemáticas.



(a) Vista isométrica de un conjunto de viviendas de interés social.

(b) Vista en planta de un conjunto de viviendas de interés social.



(c) Diagrama de un humedal artificial y sus dispositivos de pretratamiento.

(d) Diagrama del humedal artificial y el sustrato.

Figura 9.25: Aplicación de los humedales artificiales en el tratamiento de A.R.D. para viviendas de interés social.

Capítulo 10

Conclusiones.

A partir del presente trabajo de grado que se presenta a continuación: **Evaluación de vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en el diseño de humedales artificiales**, se consideran las siguientes conclusiones respectivas:

- 1) Los humedales artificiales son una tecnología viable para la depuración de aguas residuales, teniendo costos bajos, gran fiabilidad ambiental, en cuanto a instalación, energía y suministro, operación y mantenimiento no requieren un trabajo permanente, pero es de gran importancia realizar una adecuada selección de la vegetación, especialmente endémica de la zona donde se realiza la construcción del humedal, para que se obtenga los resultados esperados. .
- 2) La selección del sustrato que se realiza para la construcción de los sistemas pilotos o humedales artificiales fue el adecuado, puesto que los valores de área superficial para la arena y la grava son grandes, este gran valor de área superficial, permite establecer no solo el sistema radicular de las plantas, sino que, además permite el establecimiento de la variabilidad de microorganismos, es fundamental resaltar que gran parte de la arena, presenta un alto valor de diámetro nominal y que solo el 5,4 %, corresponde a polvo fino o material particulado con diámetro inferior a 0,100 mm, por lo que la cantidad de sólidos que este sustrato pueda agregar al efluente es mínimo, además debido a sus características de tamaño, este tiene la capacidad de remover gran cantidad de sólidos en suspensión en el afluente.

- 3) El agua sintética que se prepara para irrigar los sistemas pilotos o los humedales artificiales presentan fácil degradabilidad, para materia orgánica, en este caso la relación $DBO_5/DQO = 0,66$, lo que establece que la materia orgánica presente es de fácil biodegradabilidad.
- 4) De acuerdo con los resultados obtenidos la eficiencia de remoción de sólidos totales mas alto es de la elefanta con un valor promedio del 95,68 % de remoción, seguido por el papiro japones con un valor promedio de 94,27 %, el vetiver con un valor promedio de 90,31 % de remoción y por ultimo el blanco (-) con un valor promedio de 87,11 % de remoción. Por lo que se concluye que gran parte de la retención de sólidos es realizada por el sustrato, pero que se presenta un mayor eficiencia cuando se incorpora el sistema radicular, puesto que estas arraigan aun mas el sustrato creando un matriz con mayor área superficial.
- 5) La eficiencia de remoción de S.S.T. más alto lo presento el papiro japones, con una concentración de sólidos suspendidos totales remanentes en el efluente con una eficiencia de remoción de 95,52 %, seguido por la elefanta con una eficiencia de remoción de 94,76 %, el blanco (-) del 91,87 % y por ultimo el vetiver con una eficiencia de remoción de 91,65 %.
- 6) Con respecto a la remoción de sólidos disueltos totales, se puede concluir que el valor promedio de S.D.T. más bajo lo presento la elefanta, con una eficiencia de remoción de 97,16 %, seguido por el papiro japones con una eficiencia de remoción de 92,27 %, el vetiver con una eficiencia de remoción de 88,18 % y por ultimo el blanco (-) con una eficiencia de remoción de 79,47 %.
- 7) La remoción promedia de DBO_5 más alta lo presento la elefanta, con una eficiencia de remoción de 74,12 %, seguido por el papiro japones con una eficiencia de remoción de 67,69 %, el vetiver con una eficiencia de remoción de 57,41 % y por ultimo el blanco (-) con una eficiencia de remoción de 30,34 %.
- 8) La DQO en el efluente en general para todos los sistemas pilotos disminuyó en gran cantidad, tal que para cada uno se puede estimar la

alta tasa de eficiencia de remoción la cual fue superior al 60 % en el caso de los sistemas pilotos que contenían plantas, esto en correspondencia con la demanda química de oxígeno *DQO* del afluente que era de $528 \pm 31,3 \text{ ppm } O_2$. El valor promedio de *DQO* más bajo lo presento la elefanta con una eficiencia de remoción de 77,92 %, seguido por el papiro japones con una eficiencia de remoción de 73,82 %, el vetiver con una eficiencia de remoción de 65,61 % y por ultimo el blanco (-) con una eficiencia de remoción de 30,27 %.

- 9) El *NTK* en el efluente en general para todos los sistemas pilotos disminuyó en mediana cantidad, tal que para cada uno se puede estimar la alta tasa de eficiencia de remoción la cual fue superior al 35 % en el caso de los sistemas pilotos que contenían plantas, esto en correspondencia con el nitrógeno total Kjeldahl *NTK* del afluente que era de $56,8 \pm 6,06 \text{ ppm } NH_4^+$. El valor promedio de *NTK* más bajo lo presento la elefanta con eficiencia de remoción de 42,01 %, seguido por el vetiver con eficiencia de remoción de 38,07 %, el papiro japones con eficiencia de remoción de 37,94 % y por ultimo el blanco (-) con eficiencia de remoción de 30,14 %.
- 10) El *PT* en el efluente en general para todos los sistemas pilotos disminuyó en mediana cantidad, tal que para cada uno se puede estimar la alta tasa de eficiencia de remoción la cual fue superior al 20 % en el caso de los sistemas pilotos que contenían plantas, esto en correspondencia con el fósforo total *PT* del afluente que era de $8,2 \pm 1,48 \text{ ppm } PO_4^{3-}$. El valor promedio de *PT* más bajo lo presento la elefanta con eficiencia de remoción de 24,01 %, seguido por el papiro japones con eficiencia de remoción de 22,61 %, el vetiver con eficiencia de remoción de 22,00 % y por ultimo el blanco (-) con eficiencia de remoción de 16,03 %.
- 11) Con respecto al crecimiento de las plantas se puede concluir, que la planta que muestra mayor aumento de la biomasa es la elefanta, seguido del vetiver y por ultimo el papiro japones, lo que establece que la elefanta presenta gran capacidad de adaptación y de absorción a grandes concentraciones de contaminantes, ahora esta misma planta es

la que muestra mayor aumento en la porosidad de la raíz y un mayor aumento en los contenidos de NTK y PT en su fisiología.

- 12) Según lo mostrado en este trabajo los sistemas pilotos o humedales artificiales no tienden directamente a modelos de reacción de primer orden, exceptuando el caso de la elefanta que presenta un comportamiento regular para la modelación con este sistema de ecuaciones, esto depende por tanto de las condiciones iniciales, condiciones de frontera y las plantas que se eligen para realizar el experimento.
- 13) Como Conclusión final y central de este trabajo de grado se puede por tanto aludir que la elefanta tiene una alta capacidad de remoción de contaminantes o compuestos orgánicos en A.R.D., por tal su uso en humedales artificiales puede ser ampliamente extendido, además de ser una planta que se utiliza en la alimentación de ganado, también puede ser considerar en el tratamiento de aguas residuales y en la conservación de sistemas hídricos, mientras que el vetiver presenta también potencial para el tratamiento de aguas, pero es muy limitante bajo condiciones de entorno, que se deben regular, puesto que se observa que no tolera grandes cantidades de humedad, presenta bajo crecimiento y la porosidad del sistema radicular no es muy alto en comparación con la elefanta y ambas comparando con el papiro japones.

Capítulo 11

Recomendaciones.

A partir del presente trabajo de grado que se presenta a continuación: **Evaluación de vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y la elefanta (*Pennisetum purpureum*) en el diseño de humedales artificiales**, se hacen las siguientes recomendaciones respectivas:

- 1) Se recomienda la instalación del sistema de aforo de caudal, con el fin de tener mayor control en la medición del agua que ingresa y sale del sistema.
- 2) Se recomienda el uso de recipientes que no contengan alimentos o que hayan sido utilizados para el depósito de agentes bactericidas, puesto que en los primeros muestreos o en la adecuación de los sistemas pilotos o humedales artificiales pueden no dar los resultados esperados; si se utilizan estos recipientes es muy recomendable realizar el correspondiente lavado y/o desinfección llegando al correspondiente caso.
- 3) Es necesario aumentar el número de muestreos al sistema de tratamiento ya que la cantidad de información obtenida fue una limitante para una determinación más certera de las eficiencias de remoción y las constantes de velocidad de reacción en los sistemas pilotos.
- 4) Se recomienda especialmente para la elefanta y el vetiver realizar una poda y limpieza de la superficie del sustrato cada mes, puesto que esto puede aumentar el contenido de materia orgánica en el sistema y disminuir la eficiencia de remoción, además de mantener a las plantas en un buen estado para que sigan llevando el correspondiente tratamiento.

- 5) Si se observa crecimiento excesivo de las plantas se recomienda entonces no la poda superficial sino la poda completa de algunos individuos con el fin de evitar su dispersión o crecimiento excesivo, características que inciden directamente en el equilibrio de los procesos biológicos, y por consiguiente en la eficiencia del sistema.
- 6) Se recomienda que en la selección del sustrato, primero se realice la correspondiente curva granulométrica para observar la distribución o diámetro nominal del mismo, de igual forma es recomendable arena de traza gruesa o arena de río, puesto que esta es la que presenta una mejor distribución.
- 7) Si en las primeras semanas o en el primer mes, los resultados del humedal no son los esperados o inclusive esta aumentando algún parámetro o contaminante, continúe con la evaluación del humedal, puesto que esto indica que se está llegando hasta el estado estacionario, el cual generalmente es de dos a tres meses. Esto se sigue, siempre y cuando se observe que las plantas tengan algún crecimiento y no presente necrosis estomática, llegando al caso de presentarse, desmonte y ejecute nuevamente el humedal con plantas (sea individuos o especies) diferentes o por lo contrario diluya las aguas residuales en un factor de elección.

Bibliografía

- Abou-Elela, S. I. and Hellal, M. S. (2012). Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with canna, phragmites and cyprus. *Ecological Engineering*, 47:209–213. 1
- Ahmadi, S., Mostajeran, A., and Shokrollahi, S. (2013). Comparing root porosity of sunflower adventitious root segments using cross-sectioning and buoyancy method under hypoxic condition. *Plant Root*, 7(0):12–20. 8.6.3, 9.1, 9.4.2
- Aquastat and FAO (2014). Agua residual municipal: desde la producción al uso. [urlhttp://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/glossary/search.html](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/glossary/search.html). Accedido 08-03-2015. 6.2.1.1, 6.2.1.2
- Arias, C. A. and Brix, H. (2011). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencias e Ingeniería Neogranadina*, (13):17–24. 6.2.4, 6.2.5, 9.4.3, 9.4.6, 9.4.8
- Ávila, C., Garfí, M., and García, J. (2013). Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. *Ecological Engineering*, 61:43–49. 1, 2, 9.4.1
- Borrero, L. and Andrés, J. (1999). *Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales*. PhD thesis, Instituto Catalán de Tecnología Universidad Politécnica de Cataluña. (document), 1, 6.5, 6.6
- Cisneros, Z., Penso, D., Penso, E., et al. (2012). Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales para la urbanización mis cariños, chaguaramas, estado guárico, para ser vertidas en cauces naturales. 6.1, 6.2, 9.1

- Cohn, P., Cox, M., and Beger, P. (1997). *Aspectos de la calidad del agua. Salud y Estética*. EPA. 6.2.1.1
- Cortés Sandoval, A. E. (2014). *Evaluación del desempeño de humedales construidos subsuperficial de flujo horizontal sembrados con especies nativas tropicales para la eliminación de Cr (VI) y Cd (II) de lixiviado de relleno sanitario*. PhD thesis. 6.1
- Doble, M. and Kumar, A. (2005). *Biotreatment of industrial effluents*. Butterworth-Heinemann. 6.2.3, 6.2.3, 6.3, 6.4, 6.2.3, 6.2.3, 6.2.3
- García Botero, T. and Rodríguez Susa, M. (2005). Diseño, construcción y evaluación preliminar de un humedal de flujo subsuperficial. 1, 6.2.4, 6.2.4
- Gikas, G. D. and Tsihrintzis, V. A. (2012). A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. *Ecological Engineering*, 44:337–343. 1.1, 1, 9.4.1
- Hroncich, J. (1997). *Guía para selección de procesos de tratamiento de agua*. Limited water management and service company. 6.2.1.1
- Jin, X., Li, E., Lu, S., Qiu, Z., and Sui, Q. (2013). Coking wastewater treatment for industrial reuse purpose: Combining biological processes with ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis. *Journal of Environmental Sciences*, 25(8):1565–1574. 9.1
- Li, L., Yang, Y., Tam, N. F., Yang, L., Mei, X.-Q., and Yang, F.-J. (2013). Growth characteristics of six wetland plants and their influences on domestic wastewater treatment efficiency. *Ecological Engineering*, 60:382–392. 6.2.5, 9.4.6, 9.4.8
- Liukkonen, M., Laakso, I., and Hiltunen, Y. (2013). Advanced monitoring platform for industrial wastewater treatment: Multivariable approach using the self-organizing map. *Environmental Modelling & Software*, 48:193–201. 6.2.1.2, 9.1
- Llagas Chafloque, W. A. and Guadalupe Gómez, E. (2006). Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la unmsm. *Rev. Inst. investig. Fac. minas metal cienc. geogr*, 9(17):85–96. 1

- Humedales Artificiales para el Tratamiento de A.R.D.

- Romero-Guzmán, E. T., Reyes-Gutiérrez, L. R., and Klapp-Escribano, J. L. (2014). Environmental fluid dynamics. In *Experimental and Computational Fluid Mechanics*, pages 349–358. Springer. 6.2.8, 6.2.8, 6.2.8
- Saldarriaga Molina, J. C., Garrido Fernández, J., Ayala, H., Angela, D., and Correa Ochoa, M. A. (2010). Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido uct modificado. *Dyna*, 77(162):39–48. (document), 8.4.1, 8.3, 9.2, 9.2
- Sasikala, S., Tanaka, N., Wah, H. W., and Jinadasa, K. (2009). Effects of water level fluctuation on radial oxygen loss, root porosity, and nitrogen removal in subsurface vertical flow wetland mesocosms. *Ecological Engineering*, 35(3):410–417. 6.2.5, 6.2.5, 6.2.5.1, 8.6.1
- Savenije, H. H. (2006). *Salinity and tides in alluvial estuaries*. Elsevier. 6.2.8, 6.2.8, 6.2.8, 6.2.8, 6.2.8
- Shi, Y., Zhang, G., Liu, J., Zhu, Y., and Xu, J. (2011). Performance of a constructed wetland in treating brackish wastewater from commercial recirculating and super-intensive shrimp growout systems. *Bioresource technology*, 102(20):9416–9424. 6.1, 6.2.7.1
- Torres Lozada, P., Foresti, E., Vazoller, R., et al. (1996). Composición y uso de agua residual doméstica en reactores a escala de laboratorio. In *Consolidación para el desarrollo*, pages 1–8. AIDIS. (document), 8.4.1, 8.3, 9.2, 9.2
- Villasenor, J., Capilla, P., Rodrigo, M., Canizares, P., and Fernandez, F. (2013). Operation of a horizontal subsurface flow constructed wetland–microbial fuel cell treating wastewater under different organic loading rates. *Water research*, 47(17):6731–6738. 1
- Yocum, D. (2005). Manual de diseño: Humedal construido para el tratamiento de las aguas grises por biofiltración. *Universidad de California. California–USA*, 4. 9.3